

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

PHYTORESTAURATION DES SÉDIMENTS DE LA RIVIÈRE SAINT-CHARLES ET
DU PORT DE MONTRÉAL CONTAMINÉS AUX MÉTAUX LOURDS ET AUX
HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE LA TERRE

PAR

MAKRAM HEDHLI

Avril 2010

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

AVANT PROPOS

*Au terme de ce travail de recherche, je présente mes remerciements les plus sincères aux professeurs **Alfred Jaouich**, mon directeur de recherche et **Antoine Karam**, professeur titulaire au département des sols et de génie agroalimentaire de l'Université Laval et mon conseiller pour ces travaux, pour m'avoir accepté dans leur équipe de recherche et m'avoir proposé un sujet aussi intéressant. Leur altruisme, Leurs conseils précieux, leur rigueur scientifique et la confiance qu'ils m'ont témoignée m'ont permis de mener à bien cette étude. J'ai beaucoup apprécié leur encadrement, ils ont su être présents pour moi chaque fois que j'avais besoin d'eux et m'ont accordé une attention particulière que je ne peux que saluer surtout avec leurs emplois de temps assez chargés. En outre, ils m'ont permis plus d'ouverture à l'horizon scientifique par les opportunités qu'ils m'ont offert de participer à de nombreux congrès. La préparation des affiches et la rencontre de plusieurs chercheurs fort sympathiques, furent une formidable et inoubliable expérience.*

*Je remercie le **CRSNG** (Conseil de Recherches en Sciences Naturelles et en Génie du Canada) pour le financement de ce projet de recherche en coopération avec **ENUTECH.Inc**, je remercie **Philippe Giasson** le directeur d'**ENUTECH.Inc**.*

*J'adresse aussi mes remerciements à **Denise Fontaine**, à **Michel Préda**, à **Pierre Cayer**, pour m'avoir aidé à réaliser les diverses analyses de mes échantillons.*

*Je dédie ce travail particulièrement à mes parents, **Mohamed** et **A. Rebah**, ainsi qu'à mes sœurs, **Donia**, **Mona** et **Sonia** et ma conjointe **Laetitia** pour leur soutien moral. Par-dessus tout, je remercie **ma mère** et mon frère **Mondher**, pour m'avoir encouragé à poursuivre mes études et aller toujours plus loin, à persévérer, et même, à traverser l'océan Atlantique à la recherche d'autres horizons pour élargir mes connaissances et mettre mon potentiel au service de la science. Merci **papa!** Merci **maman** ! Merci ma marraine **Nana Halima**.*

À Ma mère, pour son amour inconditionnel

Makram

TABLE DES MATIÈRES

Avant propos	ii
LISTE DES FIGURES	vii
LISTE DES TABLEAUX	ix
LISTE DES ACRONYMES.....	xi
RÉSUMÉ.....	xii
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE I	
REVUE DE LITTÉRATURE	5
I.1 Cycle des sédiments.....	5
I.2 Problématiques des sédiments contaminés	6
I.3 Les métaux lourds dans les sédiments.....	7
I.3.1 Origines des métaux lourds et leur toxicité pour les plantes.....	7
I.4. Les sédiments contaminés par les hydrocarbures pétroliers	12
I.4.1 HAP.....	13
I.6. Phytorestauration.....	16
I.6.1. Avantages de la phytorestauration	17
I.6.2 Limites de la phytorestauration	18
I.6.3 Phytorestauration des sites contaminés par des métaux lourds.....	18
I.6.4 Phytorestauration des sites contaminés par des HAP.....	22

I.6.5 Biodisponibilité et phytodisponibilité	26
I.6.6 Effets des propriétés physiques et chimiques des sédiments sur le potentiel de la phytoremediation.....	27
I.6.7 Le compost et la phytorestauration	31
I.7 Mycorhizes.....	32
CHAPITRE II	
MATÉRIEL ET MÉTHODES	34
II.1. Matériel	34
II.1.1. Sédiments.....	34
II.1.2 Amendement organique (compost).....	38
II.1.3. Plantes utilisées dans les essais.....	39
II.1.4. Mycorhizes.....	40
II.2. Essais culturaux sur le terrain	40
II.2.1. Traitements	41
II.3. Paramètres mesurés.....	45
II.4. Analyses statistiques.....	45
CHAPITRE III	
RÉSULTATS ET DISCUSSION	46
III.1. Sédiments ST-Charles SRSC	46
III.1.1 Rendement en matière sèche des plantes, concentration des métaux dans la biomasse et prélèvements aériens.....	46

III.1.2 Les métaux lourds.....	55
III.1.4 Les HAP	59
III.1.5 Discussion (SRSC)	61
III.2 Sédiments du port de Montréal (SPM).....	67
III.2.1 Production en matière sèche des plantes, concentration des métaux dans la biomasse et prélèvements aériens.....	67
III.2.1.1 Rendement en matière sèche des plantes, concentration des métaux dans la biomasse et prélèvements aériens.....	67
III.2.3 Les métaux lourds.....	73
III.2.4. Discussion SPM	77
III.3 Discussion générale.....	80
III.3. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	87
LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	88
ANNEXE A.....	110
ANNEXE B.....	115
ANNEXE C.....	126

LISTE DES FIGURES

Figure	page
1.1. Formule simplifiée d'une molécule de benzène (C_6H_6).	14
1.2 . Activation initiale du phénanthrène et du naphthalène durant la dégradation anaérobie par formation de leurs acides carboxyliques.	24
2.1. Épandage des sédiments de la rivière St-Charles (SRSC) en 2007.....	35
2.2. Les sédiments du port de Montréal (SPM) épandus sur la cellule de confinement sécuritaire, en 2007.....	36
2.3. Le compost (CAB) provenant de la papetière Abitibi Bowater utilisé dans le cadre des essais culturels sur les sédiments SRSC et SPM, en 2008.	38
2.4. Les traitements appliqués aux parcelles sur les sédiments de la rivière St-Charles (SRSC) de 2007 à 2009.	42
2.5. Les quatre traitements appliqués aux parcelles sur les sédiments du port de Montréal (SPM) en 2008 et en 2009.	44
3.1 Le couvert végétal développé sur les sédiments de la rivière St-Charles (SRSC), en octobre 2007.	47
3.2. Concentrations de métaux lourds totaux et indices de métaux assimilables dans les sédiments de la rivière St-Charles (SRSC) (CEAEQ, 2007a; 2007b).	57
3.3 Concentrations moyennes des métaux lourds totaux dans les parcelles des sédiments de la rivière St-Charles (SRSC) et pourcentage des fractions de métaux assimilables (CEAEQ, 2007a; 2007b).	58
3.4 Concentrations moyennes du Zn total dans les parcelles des sédiments la rivière St- Charles (SRSC) et pourcentage de la fraction de Zn assimilable (CEAEQ, 2007a; 2007b). .	59

3.5. Évolution des concentrations des HAP dans les sédiments de la rivière St-Charles (SRSC).	60
3.6. Le rhizobium qui colonise les racines du trèfle blanc des traitements T1SRSC et T2SRSC dans les parcelles de sédiments de la rivière St-Charles.	63
3.7. Concentrations des métaux lourds dans les parties aériennes des plantes en 2008.	65
3.8. Concentrations de métaux lourds totaux et assimilables dans les sédiments du port de Montréal (SPM) (CEAEQ, 2007a; 2007b).	74
3.9 Concentrations moyennes des métaux lourds dans les parcelles de sédiments du port de Montréal (SPM) et pourcentage des fractions de métaux assimilables (CEAEQ, 2007a; 2007b).	75
3.10. Concentrations moyennes du Cu dans les parcelles de sédiments du port de Montréal (SPM) et pourcentage de la fraction de Cu assimilable (CEAEQ, 2007a; 2007b).	76
3.11. Croûtes de sels déposées sur les parcelles des sédiments de la rivière St-Charles SRSC.	80
3.12. Végétation développée sur les sédiments de la rivière St Charles (SRSC) et sur les sédiments du port de Montréal (SPM), en septembre 2009.	82
3.13. Végétation des traitements T1 _{SRSC} et T2 _{SRSC} développée sur les sédiments de la rivière St Charles (SRSC), en septembre 2009.	82
3.14. Végétation du traitement T3SPM (tanaisie vulgaire inoculée) développée sur les sédiments du port de Montréal SPM, en septembre 2009.	83
3.15. Espèces végétales provenant des terrains avoisinants (A, B).	83
3.16. Bloc de pierres (A) et Galets (B) dans les parcelles des sédiments du port de Montréal (A) et de la rivière St Charles (B).	85
3.17. Objets métalliques (A, B, C) et déchets plastiques (D) rencontrés dans les parcelles des sédiments de la rivière St Charles (SRSC) et du port de Montréal (SPM)	86

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	page
2.1. Quelques caractéristiques des sédiments de la rivière Saint-Charles et des sédiments du port de Montréal.	37
2.2. Quelques propriétés chimiques du compost CAB utilisé dans la présente étude.	39
3.1. Caractérisation des sols des cinq parcelles cultivées avec T1 _{SRSC} (sans mycorhize) et T2 _{SRSC} (avec mycorhize) et rendement en matière sèche de la biomasse aérienne de la première année.....	48
3.2 Concentration (mg/kg) des métaux dans la biomasse aérienne sèche des parcelles cultivées avec T1 _{SRSC} (sans mycorhize) et T2 _{SRSC} (avec mycorhize) à la première année. ...	49
3.3. Caractérisation des sols des cinq parcelles cultivées avec T1 _{SRSC} , T2 _{SRSC} , T3 _{SRSC} et T4 _{SRSC} et le rendement en matière sèche de la biomasse aérienne à la deuxième année (octobre 2008).....	51
3.4. Concentration (mg/kg) des métaux dans la biomasse aérienne sèche des parcelles cultivées avec T1 _{SRSC} , T2 _{SRSC} , T3 _{SRSC} et T4 _{SRSC} à la deuxième année (octobre 2008).	51
3.5. Caractérisation des sols des cinq parcelles cultivées avec T1 _{SRSC} et T2 _{SRSC} et le rendement en matière sèche de la biomasse aérienne à la troisième année (octobre 2009). ...	54
3.6. Concentration (mg/kg) des métaux dans la biomasse aérienne sèche des parcelles cultivées avec T1 _{SRSC} et T2 _{SRSC} à la troisième année (octobre 2009).....	54
3.7 Concentrations moyennes des métaux lourds dans le sédiment SRSC (mg/kg) après sa mise en végétation et classement selon la norme du ministère MDDEP (2010).....	56

3.8 Caractérisation des sols des cinq parcelles cultivées avec T1 _{SPM} , T2 _{SPM} , T3 _{SPM} et T4 _{SPM} ; et le rendement en matière sèche de la biomasse aérienne à la première année (octobre 2008).....	70
3.9 Concentration (mg/kg) des métaux dans la biomasse aérienne sèche des parcelles cultivées avec T1 _{SPM} , T2 _{SPM} , T3 _{SPM} et T4 _{SPM} à la première année (octobre 2008).	70
3.10 Caractérisation des sols des cinq parcelles cultivées avec T1 _{SPM} , T2 _{SPM} , T3 _{SPM} et T4 _{SPM} ; et le rendement en matière sèche de la biomasse aérienne à la deuxième année (octobre 2009).....	72
3.11 Concentration (mg/kg) des métaux dans la biomasse aérienne sèche des parcelles cultivées avec T1 _{SPM} , T2 _{SPM} , T3 _{SPM} et T4 _{SPM} à la deuxième année (octobre 2009).	72
3.12 Concentrations (mg/kg) moyennes des métaux lourds dans le sédiments SPM après leur mise en végétation et classement selon la norme du ministère MDDEP (2010).....	73

LISTE DES ACRONYMES

Symbole

ADME	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie.
BETX	Benzène, Éthylbenzène, Toluène, Xylène
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CMI	Commission mixte internationale
CAB	Compost Abitibi Bowater
HAM	Hydrocarbures aromatiques monocycliques
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HP	Hydrocarbures pétroliers
MA	Mycorhize arbusculaires
MDDEP	Ministère du développement durable de l'environnement et des parcs
MO	Matière organique
N	Nombre d'échantillons
OMS	Organisation mondiale de la santé
RESC	Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés
SPM	Sédiment du Port de Montréal
SRSC	Sédiment de la rivière St-Charles
T1 _{SPM}	Traitement 1 : Légumineuses-Graminées avec mycorhize
T2 _{SPM}	Traitement 2 : Légumineuses-Graminées
T3 _{SPM}	Traitement 3 : Tanaisie vulgaire avec mycorhize
T4 _{SPM}	Traitement 4 : Tanaisie vulgaire
T1 _{SRSC}	Traitement 1 : Légumineuses-Graminées
T2 _{SRSC}	Traitement 2 : Légumineuses-Graminées avec mycorhize
T3 _{SRSC}	Traitement 3 : Tanaisie vulgaire
T4 _{SRSC}	Traitement 4 : Tanaisie vulgaire avec mycorhize
USEPA	United States environmental protection agency

RÉSUMÉ

L'objectif principal de cette étude est d'évaluer la possibilité d'établir un couvert végétal sur des sédiments contaminés aux métaux lourds et aux hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), dragués du port de Montréal (Qc) et de la rivière St-Charles (Qc).

Ce même travail retient pour optique l'évaluation de l'effet de l'ajout de mycorhizes sur le développement de la biomasse aérienne des plantes, ainsi que sur l'accumulation de métaux lourds notamment le cuivre (Cu) et le zinc (Zn) dans un mélange de plantes cultivées sur les sédiments dragués. Le dernier objectif est d'évaluer la teneur des HAP dans les sédiments de la rivière St-Charles après trois ans d'exposition à l'air libre et mis en végétation.

En général, les résultats montrent qu'un couvert végétal peu dense s'est établi sur la majorité des parcelles de sédiments St-Charles à partir de la deuxième année après l'ensemencement. Les biomasses aériennes des plantes inoculées avec *Glomus intraradices* excèdent considérablement celles des plantes sans mycorhizes. En 2008, les rendements en matière sèche de la biomasse aérienne étaient corrélés positivement avec les prélèvements aériens du Zn ($r = 0,8543$, $P < 0,01$) et le taux de colonisation des racines ($r = 0,8121$, $P < 0,01$) dans les parcelles des plantes inoculées. À la troisième année de végétation, Les rendements en matière sèche de la biomasse aérienne ont nettement augmenté.

D'une manière générale, les plantes cultivées sur les sédiments du port de Montréal se sont mieux établies durant deux saisons de végétation (mai – octobre 2008 et mai – octobre 2009) que celles cultivées sur les sédiments de la rivière St-Charles durant trois saisons de croissance (mai – octobre 2007, mai – octobre 2008 et mai – octobre 2009).

Finalement, la mise en végétation a permis, comparativement aux sédiments sans végétation, une réduction significative de la teneur en HAP totaux des sédiments.

Mots clés : Phytorestauration; sédiments contaminés; végétation; métaux lourds; HAP ; Mycorhizes.

INTRODUCTION

Des années de pollution par les eaux d'égout et les effluents des usines de pâtes et papiers, des industries sidérurgiques et pétrolières et d'autres sources ont contaminé les sédiments de nombreux ports, lacs, rivières et canaux de la planète. Les contaminants contenus dans les sédiments de fond peuvent se disperser dans l'eau au détriment de la qualité de l'eau et des organismes aquatiques. Ainsi, les polluants présents dans ces sédiments peuvent s'accumuler dans la chaîne trophique et mettre en danger la vie des poissons, des oiseaux et des humains.

Au Québec, le fleuve St-Laurent n'échappe pas à cette règle. En effet, la rivière St-Charles, un effluent du fleuve et principal cours d'eau de la capitale nationale du Québec, est une rivière avec un historique lourd d'activités industrielles. Ses berges ont été soumises à près de 200 ans d'activités industrielles. Au début du vingtième siècle, des chantiers navals et des moulins à scie se sont implantés le long de ses rives. Au fil des années, d'autres industries ont occupé ses terrains riverains (fonderies, incinérateurs, garages et ateliers, site de dépôt de déchet informel... etc.) (Pronovost, 2008). Par conséquent, et en plus des amoncellements de déchets d'origines domestiques, commerciales et industrielles qui la bordent, des résidus d'incinération et de débris de construction ont contribué à la contamination des sédiments de la rivière. La contamination des sédiments est due à la présence des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et de métaux lourds spécialement le Zn ($11,000 \text{ mg kg}^{-1}$) et le Pb (1801 mg kg^{-1}).

Les sédiments provenant du port de Montréal présentent une contamination métallique où l'on enregistre une concentration en Cu de l'ordre de 8006 mg kg^{-1} . La pollution de ces sédiments découle des activités des raffineries de pétrole.

Le dragage à des fins environnementales constitue la méthode classique utilisée pour réhabiliter les sédiments contaminés. Ce procédé consiste à recueillir les sédiments contaminés à l'aide d'une drague, les transporter en vue de les acheminer, à long terme, vers et, éventuellement, les traiter. Une fois que les sédiments sont dragués, le problème de leur

gestion est confronté. Le coût élevé associé au traitement des sédiments a stimulé la recherche de technologies vertes comme la phytorestauration.

La phytorestauration est une méthode d'atténuation naturelle, avec une vision de développement durable. C'est une technique biologique *in situ*, qui consiste à utiliser des plantes dites accumulatrices de métaux lourds pour restaurer les sols et les sédiments dans notre cas. L'utilisation des plantes peut constituer un moyen intéressant pour extraire les métaux de ces sédiments. Sachant qu'elles extraient les métaux sous leur forme disponible « ou labile ». Les plantes sont aussi capables de stimuler les organismes dans la rhizosphère pour biodégrader les hydrocarbures pétroliers. Ainsi, cette technologie présente plusieurs avantages; d'abord c'est une technique efficace, non seulement contre les contaminants inorganiques, les métaux lourds (Cu, Cr, Cd, Zn, Pb, Ni...etc.) et les contaminants radioactifs mais aussi contre une vaste gamme de contaminants organiques comme les hydrocarbures pétroliers (BETX, HAP...). Par ailleurs, Le coût de la mise en œuvre de la phytoremédiation est bien moins élevé que celui des autres techniques disponibles, qu'elles soient physiques, chimiques, ou thermiques. Suivant les cas, ce coût ne représenterait que 20 à 50 % du coût des techniques classiques. Au vu du nombre et de l'étendue des sites pollués nécessitant d'être réhabilité, la taille du marché est considérable (ADME, 2006).

En outre, cette technologie fonctionne principalement à l'énergie solaire. Elle est facile à opérer, elle s'applique aux grandes superficies et on peut même recycler les résidus riches en métaux, sans engendrer une perturbation à l'environnement.

Finalement, l'utilisation d'un compost organique et de mycorhizes dans le cadre de cette étude devrait accroître la biomasse aérienne, et ainsi faciliter l'accumulation de métaux lourds dans cette biomasse.

Hypothèses :

1. L'apport d'amendement (compost, mycorhizes) permet le développement, à long terme, d'un couvert végétal sur les sédiments contaminés.
2. L'inoculation des plantes avec des endomycorhizes permet d'augmenter la biomasse aérienne des plantes utilisées.
3. Les mycorhizes permettent d'augmenter le prélèvement (concentration x rendement) de certains métaux lourds dans les parties aériennes des plantes.
4. L'épandage à l'air libre et la mise en végétation des sédiments contaminés permettent de réduire les teneurs en HAP totaux.

Objectifs :

1. Évaluer la possibilité du développement à long terme, d'un couvert végétal sur les sédiments dragués du port de Montréal (SPM) et de la rivière St-Charles (SRSC).
2. Évaluer l'effet de l'utilisation des mycorhizes sur le développement de la biomasse aérienne des plantes ainsi que sur l'accumulation de métaux lourds, notamment Cu et Zn, dans les plantes cultivées sur les sédiments dragués.
3. Évaluer la teneur des HAP totaux dans les sédiments de la rivière St-Charles après deux ans d'exposition à l'air libre et aux végétaux.

Ce mémoire s'organise en trois chapitres comme suit :

Le premier chapitre aborde certains aspects théoriques nécessaires à la compréhension de la problématique environnementale. Le deuxième chapitre présente le protocole expérimental

employé dans les essais sur terrain ainsi que les démarches adoptées pour la réalisation des analyses chimiques des sédiments et des plantes. Dans le dernier chapitre on décrit les résultats et la discussion concernant la phytorestauration des sédiments utilisés dans cette étude. La conclusion et recommandations constituent la dernière partie du troisième chapitre et de cet ouvrage.

CHAPITRE I

REVUE DE LITTÉRATURE

I.1 Cycle des sédiments

L'altération physique et chimique des roches de la lithosphère sous l'influence de diverses conditions (climat, végétation, activité anthropique, topographie...) sont à l'origine des sédiments qui se déposent sur le continent par des facteurs fluviaux, glaciaires ou éoliens (Frenette *et al.*, 1974 ; Parent, 1990).

En effet, le cycle des sédiments débute par le processus d'érosion. L'érosion est l'arrachage des particules ou fragments aux matériaux terrestres, sous l'action de l'eau, du vent et des glaciers ainsi que les activités des plantes et des animaux. L'érosion naturelle, ou géologique, est un processus lent, qui s'étend parfois sur des siècles ou des millénaires. L'érosion résultant de l'activité humaine, dite anthropique, peut se produire beaucoup plus rapidement. Ensuite une fois délogé, tout matériau est prêt à être transporté. Le processus de transport débute à la surface terrestre où les ravins, ruisseaux et rivières servent de couloir pour évacuer les sédiments. Finalement, le cycle se termine avec l'accumulation. Lorsque l'énergie ne suffit plus pour déplacer les sédiments, ceux-ci s'immobilisent.

En général, la fraction minérale de la phase solide des sédiments est constituée de minéraux amorphes cristallisés tel que les phyllosilicates (des argiles), les oxydes et les hydroxydes de fer et de manganèse, les métaux et divers sulfures et silicates (Gupta et Chen, 1995; Tessier *et al.*, 1979). Cette fraction des sédiments, avec ses caractéristiques minéralogiques et physiques, est similaire à la fraction minérale des sols.

I.2 Problématiques des sédiments contaminés

Des années de pollution par les eaux d'égouts et les effluents des usines de pâtes et papiers, des industries sidérurgiques et pétrolières et d'autres sources ont contaminé les sédiments de nombreux ports, lacs, rivières et canaux de la planète. Les contaminants contenus dans les sédiments de fond peuvent se disperser dans l'eau au détriment de la qualité de l'eau et des organismes aquatiques. Ainsi, les polluants et les substances chimiques présents dans ces sédiments peuvent s'accumuler dans la chaîne trophique et alimentaire et mettre en danger la vie des poissons, des oiseaux et menacer la santé des humains. Par exemple, dans les Grand Lacs, les sédiments contaminés constituent la plus grande source de substances toxiques rémanentes dans les eaux, et du même coup, la voie la plus importante de leur introduction chez les humains. Par ailleurs, ils sont la principale cause de l'émission d'avis sur la consommation de poisson, surtout que le risque est particulièrement élevé pour les femmes enceintes, les fœtus et les nourrissons (CMI, 2002).

En général, les sédiments contaminés ne se trouvent pas dans des points névralgiques stables, facilement identifiables et relativement faciles à assainir. Ils sont souvent des systèmes mouvants, difficilement contrôlés et contenant de fortes quantités de matériaux contaminés. Avec le temps, ils se dispersent progressivement et deviennent pratiquement impossibles à assainir, mais leur toxicité demeure (IJC., 2002).

La source de pollution des sédiments est d'origine industrielle ou agricole tels que les BPC, le DDT, le mercure ou les hydrocarbures aromatiques polycycliques. Ce qui présente un défi sur les plans économique et écologique pour les organismes gouvernementaux et les collectivités. La plupart des contaminants de sédiments ont été rejetés dans l'environnement il y a longtemps et sont en quelque sorte les séquelles d'une pollution passée. D'autres polluants continuent d'entrer dans l'environnement, par exemple lors de l'utilisation de combustibles fossiles par le ruissellement agricole et urbain.

Donc la dernière décennie, la prise de conscience de ce problème des sédiments et sols contaminés est devenue considérable, suite à la perception de la vraie ampleur du problème qui semble plus important que ce qu'on croyait (Fergusson et Kasamas, 1999).

I.3 Les métaux lourds dans les sédiments

Les métaux lourds peuvent être classés en 5 catégories selon leurs mécanismes d'accumulation dans les sédiments. (i) adsorbés et échangeables, (ii) liés aux carbonates, (iii) liés aux phases réduites (Fe, Mn), (iv) liés à la matière organique, (v) détritiques (latice metals) (Salomans et Forstner, 1980). Plusieurs études antérieures sur les métaux lourds ont été faites selon les champs d'intérêts et la source de contamination: les métaux lourds dans les résidus industriels (Haines et Pacok, 1980; Parry *et al.*, 1981 ; Culbard *et al.*, 1983; Gibson et Farmer, 1983), les métaux lourds dans les émissions d'automobiles (Lagerwerff et Specht, 1970; Fergusson *et al.*, 1980; Garcia et Miragaya, 1984), les métaux lourds issus des activités minières (Davies et Ginnever, 1979; Culbard et Jhonsson, 1983), et les métaux lourds issus des activités agricoles (Coulbour et Thronton, 1978).

Les fractions solubles dans l'eau et échangeables sont assimilables aussi (Xian, 1987, 1989). Il est important de savoir sous quelles formes les métaux lourds sont distribués dans les sédiments avant d'évaluer le risque de pollution associée, puisque la forme d'un métal dans le sol détermine son comportement dans l'environnement (Salomans et Forstner, 1980); donc la seule détermination des métaux totaux dans le sol est insuffisante.

I.3.1 Origines des métaux lourds et leur toxicité pour les plantes

I.3.1.1. Cadmium (Cd)

Les sources géologiques les plus abondantes pour le Cd sont la sphalérite [(Zn,Cd)S] et la smithsonite [(Zn,Cd)CO₃], par substitution partielle du Zn. Généralement les sols dérivés des roches ignées contiennent moins de Cd (0.1- 0.3 ppm) que les roches sédimentaires (0,1- 11 ppm). Outre les sources naturelles, le Cd est émis par des sources anthropiques telles que la

production du métal primaire non ferreux, la combustion du charbon, la combustion d'huile, l'émission d'incinérateur, etc.

En agriculture, les engrais phosphatés constituent une source de contamination majeure par le Cd (Alloway, 1990) qui fait partie des éléments traces non essentiels aux plantes et qui peut, biochimiquement, remplacer le Zn. Toutefois, la présence du Cd en quantité considérable dans la plante, dérange l'activité enzymatique, empêche la croissance des racines et les endommage. Les feuilles des plantes peuvent manifester des signes de phytotoxicité par le Cd avec l'apparition des chloroses suite aux effets inhibiteurs du Cd sur la photosynthèse.

Les intoxications par le Cd sont causées par l'inhalation des vapeurs de ses composés et ses poussières ou l'ingestion des aliments qui auraient été contaminés. Selon Kabata-Pendias et Pendias (1984), des concentrations d'environ 1ppm en Cd peuvent être néfastes pour le métabolisme du Ca^{+} et PO_4^{3-} , et de la vitamine D, entraînant un ramollissement des os.

I.3.1.2. Cuivre (Cu)

Le Cu entre dans la biosphère par voies naturelles (activité volcanique, feux de forêts, décomposition de la végétation et érosion éolienne) et par voies anthropiques (activités minières, industrielles et agricoles, la production d'énergie et le transport) (Kabata-Pendias et Pendias, 1992; Dameron et Howe, 1998). La concentration moyenne du Cu dans la lithosphère est de 70 mg/kg (Lindsay, 1979; Loué, 1993), celles de la croûte terrestre sont comprises entre 24 et 55 mg/kg (Baker, 1990).

Dans les sols, le Cu est principalement adsorbé par les matières organiques, les minéraux argileux, les oxydes, hydroxydes et oxyhydroxydes, les carbonates, phosphates et sulfures (Kabata - Pendias et Pendias, 1992). Cependant, la majeure partie du Cu se présente dans les sols sous la forme résiduelle ou complexée à la matière organique (MO) (McLaren et Crawford, 1973; Ramos et *al.*, 1994; Ma et Rao, 1997; Yu et *al.*, 2004). L'adsorption, l'occlusion, la coprécipitation, la complexation, la chélation et la fixation microbienne sont

des processus qui contrôlent la fixation des ions Cu^{2+} par les constituants de sol (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

Ainsi, le Cu existe sous trois formes chimiques dans tous les sols: soit les espèces minérales ou les minéraux de Cu, les formes adsorbées, chélatées, complexées et les formes facilement disponibles.

Le Cu est un nutriment essentiel pour les plantes (Marschner, 1995; Larcher, 2003), mais la proportion qui leur est facilement disponible en solution et qui est échangeable ne représente qu'une très faible quantité du Cu total des sols. (Blaylock et Huang, 2000). En effet, cet élément minéral joue un rôle important dans la photosynthèse (Coïc et Coppenet, 1989; Loué, 1993) avec environ 70 % de sa teneur concentré dans la chlorophylle du végétal (Katyal et Randhawa, 1986). Par ailleurs, il est indispensable au fonctionnement enzymatique, car le changement de sa valence assure l'oxydation ou la réduction dans le cycle catalytique (Loué, 1993). Cependant, comme tous les éléments majeurs et oligo-éléments, une déficience ou un excès de Cu affectent une multitude de processus physiologiques. D'après Kabata-Pendias et Pendias (1992), le seuil de toxicité chez la majorité des espèces végétales se situerait aux alentours de 20 mg Cu/kg de matière sèche (valeur moyenne trouvée dans différentes espèces de plantes poussant en conditions naturelles) et entre 30 et 50 mg Cu/kg de sol (Sloof et al., 1989).

I.3.1.3. Manganèse (Mn)

Le Mn est rencontré abondamment sous forme sédimentaire ce qui constitue la majorité des gites exploités. Dans les sédiments le Mn forme des couches minces d'oxyde de Mn ou encore il se trouve sous forme de nodules qui lient les particules entre elles, avec des capacités d'absorption très élevées (Trudel, 1987). Toutefois, le manganèse peut aussi avoir une origine anthropique telle que l'exploitation minière.

Un empoisonnement d'un être humain par du Mn peut causer des hallucinations, de l'insomnie, des problèmes respiratoires (Giasson, 1997). Chez les végétaux, la phytotoxicité

par carence ou par excès est similaire à celle causées par les autres métaux lourds. En fait, elle entraîne des nécroses, des chloroses et peut empêcher la croissance de la plante.

I.3.1.4. Nickel (Ni)

Le Ni se trouve naturellement dans les roches telles que la pentlandite $((Ni, Fe)_9 S_8)$ et les sulfures de fer où il se substitue au Fe. C'est un élément sidérophile qui est commun dans les roches ultramafiques par substitution de Mg et de Fe. La concentration moyenne du Ni dans les sols est autour de 40 ppm et ses origines anthropiques sont : la combustion des huiles du bois et du charbon, les émanations d'incinérateurs, la production du ciment ainsi que d'autres activités industrielles. Le Ni est présent dans certains produits domestiques tels que les savons (100- 700 ppm), les détergents (400- 700 ppm) et certaines poudres de chlore (800 ppm) (McGrath et Smith, 1990)

Dans les sols agricoles, le Ni provient des engrais phosphatés. Toutefois, on ne reconnaît pas un rôle essentiel pour le Ni dans le métabolisme des plantes. En culture, un surplus de Ni provoque l'apparition des chloroses interveinales dans les nouvelles feuilles et l'apparition d'une couleur gris- verte sur les feuilles. En plus, l'excès de Ni restreint la croissance des plantes et augmente le risque de lésions.

I.3.1.5. Plomb (Pb)

Le plomb est un métal très peu soluble avec un temps de résidence dans les sols plus long comparativement à la plupart des autres polluants, de l'ordre de 250 ans (Klaminder et *al*, 2006). Dans les roches sédimentaires le plomb peut atteindre 23 ppm par rapport à 18 ppm dans les roches acides (granites) et 1 ppm dans les roches basaltiques. La galène (PbS), la cérosite ($PbCO_3$) et l'anglésite ($PbSO_4$) sont les sources géologiques majeures du Pb. La contamination en Pb dans l'environnement provient des activités des mines, des fonderies, des systèmes d'échappements des véhicules, de l'usage des insecticides et d'autres sources

anthropiques. Dans les sols non contaminés, les concentrations moyennes en Pb sont de 17 ppm (Giasson, 1997).

La tendance du plomb inorganique à former des sels hautement insolubles et des composés avec divers anions, sans oublier son lien étroit avec les différents terrains, réduit dramatiquement sa disponibilité pour les plantes terrestres via les racines de ces dernières. Le Pb est non-essentiel à la croissance des plantes et peut avoir des effets toxiques sur elles. En effet le Pb peut affecter la photosynthèse, la mitose et l'absorption de l'eau. Dans les plantes, le déplacement de l'ion est limité et la plupart du plomb lié aux sols demeure à la racine ou à la surface de la feuille. Il en résulte que, dans la plupart des études expérimentales sur la toxicité du plomb, de hautes teneurs en Pb de l'ordre de 100 à 1000mg/kg de sol sont requises pour causer des dommages toxiques visibles sur la photosynthèse, la croissance et autres paramètres. Ainsi, le plomb n'affectera seulement que les plantes poussant à des endroits connaissant de très hautes teneurs en plomb dans l'environnement (WHO, 1989 et 2000; Wadge, 1999; Romieu, 1999).

Chez les humains le Pb peut avoir des effets toxiques physiologiques et neurologiques. Il peut causer des effets négatifs sur l'hémoglobine et la biosynthèse. En outre, le Pb peut endommager le système rénal. Enfin, il augmente les déficiences en Cu (Kabata-Pendias et Pendias, 1984).

I.3.1.6. Zinc (Zn)

Les sources naturelles du Zinc sont les éruptions volcaniques et les poussières éoliennes. Dans les roches le Zn se trouve dans les Zincite (ZnO), la smithsonite (ZnCO_3) et la sphalérite $[(\text{Zn}, \text{Fe})\text{S}]$ qui représente la source de la plus importante production du minerai de Zinc au Québec. La concentration naturelle du Zn dans les roches peut aller de 100 ppm dans les basaltes et les shales à 40 et 20 ppm respectivement dans les granites et les grés. Dans les sols le zinc peut atteindre en moyenne la concentration de 50 ppm (Giasson, 1997).

Certaines activités industrielles sont considérées comme des sources de pollution par le Zn, à titre d'exemple on peut signaler les activités des mines métallifères, l'usage de fertilisants et de pesticides chimiques, la combustion du charbon fossile. En effet certains pesticides contiennent jusqu'à 250,000 µg/g de Zn (Kiekens, 1990).

Le Zn est absorbé sous la forme Zn^{2+} . C'est un activateur de nombreuses enzymes, dont l'alcool déshydrogénase (ADH) qui catalyse la réduction d'acétaldéhyde en éthanol. Cependant des troubles liés à une carence en zinc sont généralement considérés reflétant des dysfonctionnements du métabolisme de l'auxine, l'acide-3-indole acétique. Le rôle exact du Zn dans le métabolisme auxinique demeure obscur mais il a été observé que dans les plantes carencées en Zinc, la concentration de l'auxine diminuait avant l'apparence de symptômes visibles (Marshner, 1986; Hopkins, 1999).

Les plantes carencées en Zn sont caractérisées par des entrenœuds raccourcis et des petites feuilles. Des chloroses et des nécroses peuvent apparaître sur l'extrémité des feuilles des plantes suite à un excès de Zn. Toutefois, la phytotoxicité du Zn dépend des espèces de plantes et du stade de croissance. En effet le Zn peut être toxique aux jeunes plants d'orge à une teneur de 300 µg/g. Cependant, le seuil de toxicité est plus élevé dans les racines des plantes par immobilisation ou complexations de Zn par les protéines (Kabata-Pendias et Pendias, 1984).

I.4. Les sédiments contaminés par les hydrocarbures pétroliers

Tel que mentionné par Edwards (1983), la consommation de l'énergie fossile a augmenté parallèlement à la demande. Alors, malheureusement cette course sur la voie de la satisfaction de la demande globale en énergie a eu comme conséquence, des interactions problématiques entre l'homme et l'environnement. Ces interactions ont causé de nombreuses formes de pollution environnementale. Donc, de nos jours, les contaminants comme les hydrocarbures pétroliers sont largement répandus dans les sols et dans les sédiments à travers

la planète et ils représentent un risque direct et indirect sur l'environnement et la santé humaine (Olsen *et al.*, 2003).

Les hydrocarbures pétroliers sont exploités pour produire l'énergie nécessaire au chauffage, l'essences et diesel pour le fonctionnement des moyens du transport (terrestre, aériens et navals), l'énergie pour le fonctionnement des moteurs mécaniques, et certains matériaux synthétiques. Les hydrocarbures pétroliers existent sous diverses formes de plusieurs composantes mélangées (Leblond *et al.*, 2001). Leur utilisation a causé une contamination assez dispersée dans le monde (Panno *et al.*, 2005) et ils sont considérés des polluants prioritaires à cause de leur occurrence très fréquente (Lahlou *et al.*, 2000).

Les hydrocarbures pétroliers dans les sédiments et les sols proviennent généralement des sources anthropiques directes. En effet, il s'agit des déversements dans l'environnement durant le forage, de l'entreposage, du raffinement, du transport, à travers les fuites dans les conduites de pétrole et durant les diverses activités industrielles (Edwards, 1983; Marín *et al.*, 1995; Dagher *et al.*, 1997; Kästner *et al.*, 1998; Samanta *et al.*, 2002; Ho *et al.*, 2000; Ma *et al.*, 2001; Chávez-Gómez *et al.*, 2003; Corgié *et al.*, 2004). Les sources naturelles des hydrocarbures pétroliers sont reliées aux feux de forêts et aux éruptions volcaniques.

Au Canada 60% des sites contaminés impliquent les hydrocarbures pétroliers (CCME., 2000). Le fleuve St-Laurent, étant le plus grand cours d'eau au Canada, il a eu sa part de cette contamination. En effet, les sédiments dans les différents affluents du fleuve sont contaminés avec des hydrocarbures pétroliers dont font partie les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) qui sont communément présents.

1.4.1 HAP

Les hydrocarbures pétroliers sont divisés en 4 groupes : les saturés, les aromatiques, les asphaltes (phénol, esters, porphyres, acides gras et cétone) et les résines (amides, quinoléines,

sulfoxides). Les HAP, HAM, BETX et C₁₀-C₅₀ font parties du groupe des aromatiques (Leahy et Colwell, 1990).

Communément appelés HAP, les hydrocarbures aromatiques polycycliques, sont une famille de composés chimiques constitués d'atomes de carbone et d'hydrogène avec une structure moléculaire qui comprend au moins deux cycles aromatiques condensés (Benzène : C₆H₆) (Fig. 1.1). Les HAP figurent dans la liste des polluants prioritaires par l'Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis (EPA) à cause de leur toxicité. Aujourd'hui, ils font aussi partie des listes de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) et de la communauté européenne. Il existe 25 HAP qui diffèrent par leur poids moléculaire et le nombre de cycle aromatique qui les forment ; en voici quelques uns : Phénanthrène ; Anthracène ; Pyrène ; Benz[a]anthracène ; Chrysène ; Naphtalène ; Benzo[c]phénanthrène ; Benzo[ghi]fluoranthène ; Dibenzo[c,g]phénanthrène ; Benzo[ghi]pérylène ; Triphénylène ; o-téphényl ; m-téphényl ; p-téphényl ; Benzo(a)pyrène ; Tétrabenzonaphthalène (TBN) ; (17) Phénanthro[3,4-c]phénanthrène(PhPh) (Singh, 2004).

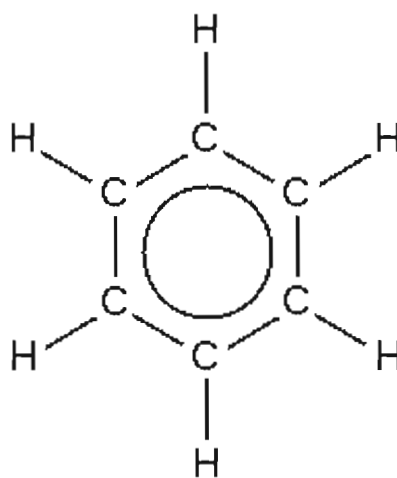


Figure 1.1. Formule simplifiée d'une molécule de benzène (C₆H₆).

1.5. Gestion des sédiments contaminés

Les mesures de gestion comprennent le contrôle à la source, le redressement naturel (atténuation), l'encapsulation en milieu aquatique et l'enlèvement de sédiments par le dragage hydraulique ou mécanique (CMI., 2003). En plus de ces options, il existe différentes technologies de traitement des sédiments contaminés, comme la désorption thermique, l'extraction à l'aide de solvants et le lavage des sols qui sont généralement dispendieuses (CCME., 2000). Cependant, le confinement sécuritaire est une autre solution, qui'est plutôt un moyen pour déplacer le problème de contamination ailleurs, puisque les contaminants ne sont pas détruits (McIntyre, 2003).

Annuellement, les activités de dragage génèrent, systématiquement, de grandes quantités de sédiments contaminés qui nécessitent des traitements tel' que l'épandage. Dans certains cas, ces sédiments sont chargés en substances dangereuses, notamment, les métaux lourds et les composés organiques, qui constituent une menace pour l'environnement (Singh *et al.*, 1998).

Sachant que le traitement d'une tonne de sol contaminée par une méthode conventionnelle coûte environ de 140 à 7000 USD (Raskin et Ensley, 2000), les énormes volumes de sédiments dragués annuellement d'une part, et les coûts astronomiques des techniques conventionnelles de traitements de sols d'autre part, constitue une contrainte économique majeure à l'emploi de ces procédés (Meers *et al.*, 2003). Dans ce sens, le budget qui a été mobilisé pour le traitement de 674 000 tonnes de sols contaminées durant les quatre premières années du décret flamand d'assainissement de sol (Vlarebo, 1995) s'est élevé à 287 millions USD (De Naeyer, 2000). Ce qui augmente le coût de traitement d'une tonne de sol à un niveau onéreux d'environ 430 USD. Par ailleurs, l'épandage des sédiments contaminés est une activité courante qui présente des dangers sur l'environnement. En effet, Vandecasteele *et al.* (2002, 2003), ont cartographié le long des berges des rivières Leile et Sheldt, plus que 425 ha de superficie des zones qui ont une historique de contamination avec des métaux lourds et qui nécessitent un traitement post-dragage.

Au Québec, le ministère du développement durable et des parcs (MDDEP, 2010) régularise l'enfouissement des sols contaminés qui ne doivent pas dépasser des normes définies dans l'annexe « 1 » du MDDEP, d'où la nécessité du traitement de ces sédiments. La phytorestauration, employée dans les traitements des sols contaminés, peut être envisagée pour réhabiliter les sédiments contaminés après leur dragage.

I.6. Phytorestauration

La phytorestauration, nommée aussi phytoremédiation, est un processus qui consiste à utiliser des plantes qui sont capables de stabiliser, extraire, transférer, volatiliser et/ou détruire les produits chimiques toxiques et les polluants du sol, des sédiments ou de l'eau. Cette technologie est utilisée, *in situ* ou *ex situ*, pour éliminer les métaux, pesticides, solvants, explosifs, hydrocarbures, radionucléides, etc. (Pivet, 2001; USEPA, 2001; Salt *et al.*, 1995A). En effet, durant le dernier quart de siècle, l'utilisation des plantes pour enlever les contaminants inorganiques des sols a attiré l'attention considérablement, (Garbisu et Alkorta, 2001; Cunningham et Berti, 1993).

La phytorestauration regroupe différentes méthodes qui se veulent toutes des techniques d'amélioration des sols et de l'eau contaminés par l'établissement d'un couvert végétal. La phytostabilisation, la phytodégradation, la rhizodégradation, la phytovolatilisation, la rhizofiltration et la phytoextraction seront appliquées en fonction du type de contamination et des objectifs de remédiation à atteindre (Pivet, 2001; USEPA, 2001; Salt *et al.*, 1995B). L'applicabilité de la phytoremédiation des sédiments dragués par usage de *Salix Viminalis* a été décrites par Vervaeke *et al.*, (2001) (phytostabilisation) et Meers *et al.*, (2003) (Phytoextraction).

Selon Pivet, (2001), la phytoremédiation implique les mécanismes suivants : la dégradation, l'accumulation, la dissipation et l'immobilisation. La dégradation est la destruction ou l'altération des contaminants organiques (Pivet, 2001). Elle comprend : i) la rhizodégradation (amélioration de la biodégradation dans la rhizosphère par les

microorganismes (Pivetz, 2001) et ii) la phytodégradation : l'extraction et le métabolisme des contaminants du sol, avec les racines, la tige ou les feuilles. L'accumulation est le prélèvement des contaminants organiques ou inorganiques (Pivetz, 2001). Elle comprend : i) la phytoextraction (extraction des métaux et leur accumulation dans la plante) et ii) la rhizofiltration (adsorption des contaminants sur les racines des plantes). La dissipation ou la phytovolatilisation est le prélèvement et leur dissipation dans l'atmosphère. L'immobilisation ou phytostabilisation des contaminants organiques ou inorganiques consiste à immobiliser les contaminants dans le sol. Le couvert végétal, la zone tampon et les corridors ripariens, sont des applications qui combinent les processus décrits ci-dessus (Pivetz, 2001).

1.6.1. Avantages de la phytorestauration

La phytorestauration est une technologie de remédiation qui offre plusieurs avantages par rapport aux technologies de restaurations conventionnelles : c'est une technologie *in situ* plus économique et moins envahissante que les techniques de restaurations conventionnelles du génie civil.

Les mécanismes de phytorestauration, à grande échelle, *in situ* ou *ex situ*, se caractérisent par une certaine facilité de mise en place, et ce, sans perturber l'environnement (Kumar *et al.*, 1995; Suthersan, 1996; Robinson *et al.*, 2003). La phytorestauration est efficace contre une large gamme de contaminants : les contaminants organiques et les métaux lourds : soit la fraction de métaux lourds assimilables ou bio-disponible dans le sol, qui présente le plus de danger selon une vision d'évaluation de risque environnementale (Meers *et al.*, 2005).

En outre, la mise en place d'un couvert végétal minimise les pertes de contaminants par lessivage, ruissellement et érosion éolienne en augmentant la stabilité du sol et en réduisant la dispersion de la contamination ailleurs. L'objectif, à long terme, est d'obtenir un sol propre, de recréer un écosystème autonome qui pourra supporter une végétation pérenne et d'améliorer l'esthétique paysagère (Arienzo *et al.*, 2004). Enfin, l'énergie nécessaire pour

faire fonctionner le système, provient de la lumière solaire, ce qui baisse donc le coût associé à la réalisation de cette technologie (Huang *et al.*, 2004).

I.6.2 Limites de la phytorestauration

La phytorestauration est une technologie lente qui peut prendre plusieurs années pour ramener les concentrations de contaminants à un niveau acceptable. De plus, la zone de décontamination ciblée par les plantes se limite à la rhizosphère. Donc, il est nécessaire de prévoir un projet de longue durée. Sans oublier aussi que le développement d'un couvert végétal dépend fortement des aléas climatiques (les saisons, sécheresse, inondation, etc.), des conditions du terrain (édaphiques) et des caractéristiques intrinsèques du substratum (Cunningham et Ow, 1996; Ernst, 1996; Robinson *et al.*, 2003). De plus, le risque que les contaminants puissent entrer dans la chaîne alimentaire par l'intermédiaire des animaux et insectes demeure présent.

Par ailleurs, les sédiments dragués sont généralement de texture très hétérogène et sont sans structure, ce qui constitue un handicap pour la germination et le développement des racines. De surcroît, ils sont souvent très salins, déficients en éléments majeurs (N, P et K) et ont une faible CEC due à l'absence de MO. Ainsi, les sédiments contaminés imposent des effets chimiques et physiques négatifs à la croissance de la plante qui ne sont normalement pas observés dans les sols arables. Ces paramètres, incluant en plus la toxicité élevée des sédiments, sont nocifs à la croissance des plantes, et conséquemment, ils affectent le bon déroulement de la décontamination.

I.6.3 Phytorestauration des sites contaminés par des métaux lourds

La phytorestauration des sites contaminés par les métaux lourds peut s'effectuer à travers les processus de phytoextraction, de biorestauration assisté par les plantes, de rhizofiltration et de phytostabilisation (Cunningham *et al.*, 1995; Azadpour et Mathews., 1996; Raskin *et al.*,

1997). Cependant, la phytorestauration des sédiments contaminés dépend en grande partie de la phytodisponibilité des métaux dans le substratum.

I.6.3.1 Phytoextraction des métaux

Il s'agit du mécanisme de la phytorestauration qui consiste au prélèvement des métaux lourds dans la rhizosphère par les racines de la plante, leur transfert par translocation et leur accumulation dans ses parties aériennes qui seront ultérieurement récoltées (Kumar *et al.*, 1995; Pivetz, 2001; USEPA, 2001; Schmidt, 2003). Ainsi la phytoextraction est applicable contre une vaste gamme de métaux lourds (Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn), des métalloïdes (As, Se) (Voir annexe C), des noyaux radioactifs (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{234}U , ^{138}U) et d'autres éléments non métalliques (Salt *et al.*, 1995b; Kumar *et al.*, 1995; Bañuelos *et al.*, 1999). Certaines études ont montré que l'extraction d'autres métaux lourds se produit non intentionnellement à cause de l'incapacité de la plante de distinguer entre les minéraux essentiels et non-essentiels (Meers *et al.*, 2005). Les récoltes périodiques de la biomasse végétale des plantes qui pousse sur les sols contaminés permet la diminution des concentrations des polluants dans les sols (Meers *et al.*, 2005). Une fois récoltées, les plantes peuvent être incinérées, et les cendres peuvent être destinées au recyclage en métallurgie ou au stockage (Blaylock et Huang, 2000).

La phyto-disponibilité des métaux au prélèvement, l'efficacité de la plante en terme de potentiel d'accumulation des métaux dans ses parties aériennes ainsi que le degré de tolérance de la plante aux concentrations toxiques de métaux (qui varie selon l'espèce végétale) sont des facteurs qui conditionnent l'efficacité de la phytoextraction (Ernst, 1996; Blaylock et Huang, 2000; McGrath et Zhao, 2003).

Depuis les années 80, plusieurs études sur des espèces de plantes accumulatrices de métaux ont été réalisées (Chaney, 1983; Huang et Cunningham, 1996; Olivier *et al.*, 1999; Meers et Tak, 2004; Meers *et al.*, 2005). Environ 400 espèces ont été décrites dans la littérature comme plantes hyper-accumulatrices. Toutefois, d'une espèce de plante à une autre,

l'absorption et le transfert des métaux des racines vers les parties aériennes sont variables (Huang et Cunningham, 1996). Toutefois, l'utilisation de certaines de ces espèces de plantes pour la phytoextraction des métaux des sédiments est entravée par la production d'une faible biomasse et d'une croissance lente (Brown *et al.*, 1995).

I.6.3.1. A Le prélèvement des métaux lourds par les racines

Les ions métalliques passent de la solution du sol (sédiments dans notre étude) vers les racines à travers les membranes des organes et des cellules, pour être distribué partout dans la plante (Fox et Guerinot, 1998). Les récentes approches en biologie moléculaire peuvent identifier les transporteurs physiologiques spécifiques de métaux (Ernst, 2002).

À l'intérieur de la racine, le système vasculaire est protégé par une couche cellulaire appelée l'endoderme. Cette dernière empêche le passage des substances toxiques des sédiments vers la racine. Par contre, au stade jeune, les racines dépourvues d'un endoderme complètement développé, permettent le passage d'importantes quantités de soluté (métaux lourds) vers le xylème (Huang et Van Steveninck, 1989; White, 2001).

I.6.3.1. B Le transfert et l'accumulation dans les parties aériennes

Suite à leur prélèvement par les racines, une portion des métaux est transférée vers les parties aériennes. Dans une étude pour évaluer le bilan de masse afin de déterminer l'efficacité du transfert de 11 cations dans le *Zea mays* cultivé sur des sédiments contaminés dragués, les ratios de cations prélevés et transférés ont été mesurés et classés dans l'ordre décroissant suivant: K (91%), Mn (81%), Mg (80%), Ca (76%), Zn (67%) > Cu (38%), Fe (36%) > Cd (33%), Na (32%), Pb (23%) (Meers *et al.*, 2004). Selon Huang et Cunningham, (1996) 30% du Pb prélevé par les racines des plantes est transféré vers les parties aériennes chez 12 espèces de plantes étudiées. Les concentrations les plus élevées en métaux lourds dans la plante sont généralement rencontrées dans les racines. Par conséquent, des concentrations de Cu, de Cd et de Zn peuvent être plusieurs fois plus faibles dans la partie

aérienne des plantes que les concentrations dans les racines (Retana *et al.*, 1993; Ebbs et Cochian, 1997). Des résultats similaires ont été rapportés dans d'autres études pour le Zn, le Cu, le Pb et le Cd dans le *Helianthus annuus* (Kastori *et al.*, 1992), pour le Pb dans *Sonchus oleraceus* (Xiong *et al.*, 1997), pour le Cd dans *Brassicae juncea* (Salt *et al.*, 1995a), pour le Cd dans *Cucumis sativus* (Tack *et al.*, 1998), pour le Cd dans la *Phaseolus vulgaris* et la *Oryza saliva* (Guo et Marschner, 1995), et pour le Ni dans *Zea mays* et *Oryza saliva* (Guo et Marschner, 1995).

1.6.3.2 La phytostabilisation des métaux

La phytostabilisation se définit par l'usage de la végétation pour contenir les contaminants du sol *in situ*, avec la modification des propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol (Pivet, 2001). La mobilisation des contaminants organiques et inorganiques dans les sédiments peut être réduite par leur accumulation dans les racines, l'adsorption sur les racines, la précipitation ou la complexation avec les matières humiques et organiques des sédiments.

En plus, le couvert végétal peut réduire l'effet érosif du vent et de l'eau sur les sols et ainsi prévenir la dispersion des contaminants (métaux lourds) dans les eaux de lessivage ou les poussières (Pivet, 2001).

Dans la rhizosphère, les métaux peuvent être stabilisés en changeant leur forme de réduite soluble à oxydé non soluble, à travers la précipitation favorisée par les racines. Par exemple, par l'intermédiaire des racines, le Pb précipite sous forme de phosphate de plomb non soluble (Salt *et al.*, 1995B). Donc, la phytostabilisation nécessite des plantes capables de croître sur des sols fortement contaminés, avec des racines développées dans la partie chargées en contaminants et qui sont capables d'altérer les conditions physico-chimiques et biologiques du sol (Pivet, 2001). Dans une étude faite sur des résidus miniers, le Zn et le Cu ont pu être stabilisés avec des graminées (Smith et Bradshaw, 1979).

I.6.4 Phytorestauration des sites contaminés par des HAP

De nombreuses technologies sont envisagées et appliquées pour décontaminer les sédiments contaminés par des HAP. La plupart de ces technologies demandent un équipement spécialisé et des manipulations délicates, ce qui rend leur coût élevé. Parmi les techniques de rémédiation efficace et à bas coût, figure la phytoremediation. Elle se définit par l'utilisation des plantes pour enlever, contenir ou rendre sans dangers les contaminants organiques (Cunningham et Berti, 1993).

En réalité, la phytoremédiation est constituée de nombreux processus et interactions complexes entre plantes, microbes, sols et contaminants, à la fois dans les parties aériennes de la plante que dans la rhizosphère (Huang *et al.*, 2004). En effet, à part les plantes, il faut augmenter la biomasse microbienne dans les sols contaminés (Huang *et al.*, 2004).

Dans les sédiments contaminés, la bioremédiation implique l'inoculation des microorganismes capables de dégrader les contaminants organiques dans les sols (Schwartz et Scow, 2001), et elle est appliquée afin de réduire les concentrations des hydrocarbures, leur mobilité dans la matrice du sol (ou des sédiments), et leur toxicité pour d'autres organismes (Panno *et al.*, 2005).

L'établissement de la végétation dans les sols contaminés, peut aider au maintien de la structure du sol ce qui améliore les échanges des gaz et de l'eau à travers les modification des propriétés physiques et chimiques des sols (Susarla *et al.*, 2002).

Plusieurs études publiées antérieurement ont abordé la phytorestauration des sites contaminés par les hydrocarbures pétroliers (HP). Ces études ont ciblé quelques sujets principaux tels:

i) la capacité de certaines plantes à prélever et à tolérer des contaminants spécifiques (Briggs

et al., 1982; Burken et Schnoor, 1996; Orchard *et al.*, 2000; Burken *et al.*, 2001; Ramaswami et Rubin, 2001; Ma *et al.*, 2004). ii) l'évolution de la dégradation des hydrocarbures sur le terrain (Zynter *et al.*, 2001); iii) la modélisation des voies de dégradation et de transport des contaminants (Chiou *et al.*, 2001; Park *et al.*, 2001; Kim *et al.*, 2004); iv) l'étude de la biodisponibilité et du vieillissement des contaminants (Hatzinger et Alexander, 1996; Gunasekara et Xing, 2003; Sharer *et al.*, 2003).

Parmi les mécanismes de la phytorestauration, seulement quelques mécanismes agissent simultanément sur la dégradation des HAP, soit la phytostimulation / rhizodégradation et la phytodégradation / phytotransformation .

I.6.4.1 Phytostimulation / Rhizodégradation

La rhizosphère est la zone du sol où il y a une augmentation de la biomasse microbienne sous l'influence des racines (Anderson *et al.*, 1993 cité dans Curl et Truelove, (1986). La phytostimulation (dégradation dans la rhizosphère rehaussée) est le mécanisme qui décrit la destruction des contaminants dans le sol par l'activité microbienne stimulée par la présence de la rhizosphère (Singh, 2001). En effet, dans la rhizosphère, les interactions sont importantes entre plantes et bactéries pour favoriser la dégradation des contaminants comme les pesticides, les solvants chlorés, et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (Günther *et al.*, 1996; Schwab *et al.*, 1998; Banks *et al.*, 1999; Sung *et al.*, 2003; Huang *et al.*, 2004; Shaw and Burns, 2004).

Il est bien connu que les plantes stimulent la dégradation des hydrocarbures dans les sols contaminés (Tesar *et al.*, 2002). Dans le même sens, et selon Corgié (2004), la biodégradation peut être influencée par la rhizosphère; puisque les exsudats libérés dans le sol durant le développement des racines modifient les populations de microorganismes du sol et des plantes. Ainsi une population élevée de bactéries peut être maintenue dans la rhizosphère (Siciliano *et al.*, 2003).

Suite à la stimulation des microorganismes par les racines des plantes, deux processus distincts mais interreliés, se produisent dans la rhizosphère, soit la biodégradation ou le prélèvement des contaminants par la faune microbienne. En effet, la biodégradation est la transformation chimique des composés organiques par les microbes (Lyman *et al.*, 1992). Tandis que le prélèvement c'est l'absorption des contaminants à travers la membrane cytoplasmique des organismes. La biodégradation des HAP et le nombre de bactéries dans la rhizosphère varient en fonction de la distance à partir des surfaces des racines. Des organismes comme les nématodes, qui sont actifs dans la rhizosphère des plantes vivantes, peuvent contribuer à l'augmentation de la colonisation de l'inoculant bactérien à travers le sol en transportant des bactéries sur leurs cuticules et dans leurs intestins (Knox *et al.*, 2004).

Dans le sol des réactions comme la carboxylation des HAP se produisent en milieu anaérobique ou aérobie (Zhang, 2000). En effet, l'activation initiale du naphthalène et du phénanthrène durant la dégradation anaérobique produit respectivement les acides 2-naphténique et l'acide carboxylique du phénanthrène (Fig. 2.2). Tandis qu'en présence de l'oxygène la dégradation commence par la désaturation et la di-oxygénation pour produire des métabolites bactériennes (Parales et Resnick., 2004).

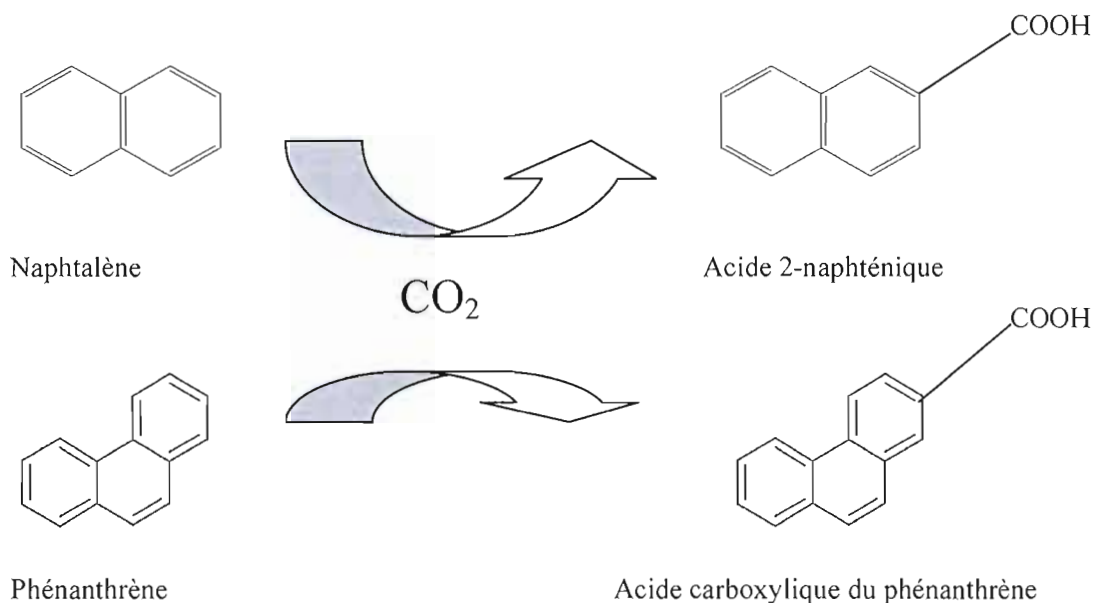


Figure 1.2. Activation initiale du phénanthrène et du naphthalène durant la dégradation anaérobique par formation de leurs acides carboxyliques.

Dès la germination, les semences modifient les conditions du sol aux alentours. La semence libère des exsudats en stimulant la population microbienne dans le sol. Cette interaction peut avoir un impact ultérieur à long terme sur le développement et la survie de la plante.

I.6.4.2 Phytodégradation / phytotransformation

La phytodégradation / phytotransformation implique directement la plante. Il s'agit de la destruction des contaminants organiques à l'intérieur ou à l'extérieur de la plante: (i) à l'intérieur de la plante par ses réactions métaboliques suite à l'absorption, la translocation et le métabolisme des contaminants; (ii) À l'extérieur de la plante, sous l'action des enzymes produits par la plante dans les exsudats radiculaires et libérés dans sol. La végétation présente dans un sol contaminé joue plusieurs rôles dans la dégradation des hydrocarbures, comme stimuler la population et l'activité bactérienne, être un milieu récepteur pour les hydrocarbures, et dans certains cas métaboliser activement les contaminants (Olson, 2003).

Les hydrocarbures entrent dans la constitution de la végétation par différentes voies : Soit à travers les racines dans le sol, ou à travers les feuilles dans l'atmosphère (Tinsley, 2004). La surface foliaire est importante pour l'absorption des hydrocarbures durant les échanges gazeux à travers les stomates et pour l'adsorption à travers les dépositions sèches et humides des hydrocarbures (Tinsley, 2004). La cuticule cirée sur la feuille, de nature lipophile, protège la plante de la déshydratation et des maladies. Puisque certains hydrocarbures sont de nature lipophile, ils peuvent être facilement adsorbés sur la surface cirée des feuilles, ce qui amène à la rémediation des HC présents dans l'atmosphère (Olson, 2003). Les racines par contre vont chercher les HC hydrophile dans la phase aqueuse des sédiments.

De nature persistante et de grosses tailles, les molécules de HAP ont une grande affinité pour les particules solides dans les sédiments et à cause de leur nature lipophile ils ont tendance à être adsorbés sur la surface des racines. Ainsi les plantes peuvent se comporter comme une trappe pour les hydrocarbures, et représenter ainsi une première étape dans la dégradation des hydrocarbures.

I.6.4.3 Phytostabilisation des contaminants organiques

Jusqu'à nos jours, la majorité des études effectuées sur la phytostabilisation ont toujours porté sur la contamination aux métaux lourds, en considérant que la phytostabilisation peut sûrement cibler le plomb, le chrome et le mercure (USEPA, 1997). Cependant, la phytostabilisation peut être utile dans le cas des contaminants organiques qui peuvent être incorporés dans les composantes des plantes telle que la lignine (Harms et Langebartels, 1986). Cette forme de phytostabilisation s'appelle phytolignification (Cunningham *et al.*, 1995).

I.6.5 Biodisponibilité et phytodisponibilité

Selon Vig *et al.* (2003), la fraction biodisponible est considérée comme la fraction du contaminant total dans les eaux interstitielles et dans les particules d'un sol, disponible pour des organismes récepteurs. Cependant, le terme « biodisponibilité » est un terme assez vague. Selon Hund-Rinke et Kordel (2003), « la biodisponibilité » est un terme complexe, dans lequel s'impliquent des processus dynamiques et des interactions spécifiques à chaque espèce. Par contre, même si le terme « biodisponibilité » est difficile à définir puisqu'il dépend du contexte d'étude : Analogie, toxicologie, etc. (Peijnenburg *et al.*, 1997; Quevauviller *et al.*, 1994); ce dernier est un terme qui décrit un concept quantitatif général et utile (Meyer, 2002).

Dans le cas des métaux lourds, la « phytodisponibilité » représente la biodisponibilité d'une partie des métaux lourds pour l'extraction par les plantes (Song *et al.*, 2004). Donc, dans une perspective de phytoextraction, il est important de bien comprendre le principe de la biodisponibilité pour évaluer l'efficacité de l'extraction des métaux par la plante (Brennan et Shelley, 1999).

Dans le contexte de la présente étude la « biodisponibilité » est définie comme étant la disponibilité des contaminants pouvant être prélevés ou biodégradés par les plantes.

I.6.6 Effets des propriétés physiques et chimiques des sédiments sur le potentiel de la phytoremediation

Selon Coïc et Coppenet, (1989), les propriétés physiques des sédiments conditionnent l'enracinement des végétaux ainsi que les conditions d'aération et de drainage du sol. Ces facteurs sont importants dans la réduction ou l'oxydation des métaux lourds, spécifiquement le Cu dans ces études. Les paramètres physiques traités ci-dessous sont très influents sur la réussite de la croissance.

I.6.6.1 Texture

La texture d'un sédiment peut favoriser la dispersion de la contamination et rendre l'accès aux contaminants difficile et par conséquent augmenter les coûts associés à la décontamination. En effet, les contaminants sont souvent fortement liés à la fraction fine d'un sédiment. Les teneurs en Co, Cu, et Mn sont inversement proportionnelles à la taille granulométriques des grains (Silenpää, 1972). En fait, la fraction fine du sol possède une plus grande surface spécifique par unité de volume. Alors que, dans plusieurs sols contaminés par du Cu, Fe, Pb et Zn, la fraction la plus fine contient souvent les plus fortes concentrations de ces métaux (Peters, 1999).

Les particules solides dans le sol qui ont la même taille granulométrique que l'argile sont capables d'assurer un maximum d'adsorption de métaux lourds. En effet la sorption et l'adsorption du Zn peut être contrôlées par la fraction argileuse (Karam *et al.*, 1993). Wu *et al.*, (1999) ont mis en évidence la très forte affinité du Cu envers la fraction argileuse fine ($< 2 \mu\text{m}$) du sol.

Le type du minéral argileux influence aussi la rétention des métaux dans le sol. Les études réalisées par Reddy et Perkins, (1974) sur le Zn et plusieurs minéraux argileux, ont montré que la kaolinite fixe des quantités assez faibles de Zn par rapport à la bentonite et l'illite qui fixent des quantités plus significatives de Zn. Il est important aussi de signaler que l'affinité des argiles pour les métaux lourds varie selon le métal en question. Par exemple, selon Tiller

et al. (1984) le Zn a plus d'affinité pour les minéraux argileux (phyllosilicates) que le Cd et le Ni.

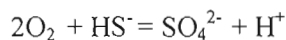
I.6.6.2. Oxydes de Fe, Mn et Al

La présence des hydroxydes de Fe, d'Al et de Mn dans un sédiment ou dans un sol lui confère un fort potentiel de sorption des cations métalliques (McLaren et Crawford, 1973a; Shuman, 1979) en favorisant la formation des complexes stables (Schnoor, 2000). Les surfaces des particules dans les environnements oxygénés ont des caractéristiques qui attirent les métaux. Sous divers conditions, les métaux s'associent aux surfaces particulières de grande surface spécifique et de grande capacité d'échange cationique. Toutefois, les associations qui peuvent être formées diffèrent selon les conditions d'oxydo-réduction.

Les réactions redox jouent un rôle majeur dans la chimie des métaux au niveau des sédiments, où le potentiel d'oxydo-réduction correspond au rapport net entre oxydation et réduction.

Selon Luoma et al. (2008), Les couples redox les plus importants dans la compréhension du devenir des métaux dans les sédiments sont principalement :

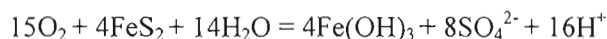
- O_2 / H_2O
- SO_4^{2-} / H_2S : L'oxydation des sulfides et la réduction des sulfates convertie les sulfides (HS^-) en sulfate (SO_4^{2-}) selon la réaction ci-dessous. En absence d'oxygène, l'élément important est le sulfide qui réagit fortement et rapidement avec des métaux du type Fe et Mn.



1. Fe^{2+} / Fe^{3+} : Par oxydation, Fe^{3+} se forme et se convertit en oxyde de fer: Fe_xO_y (qui précipite à la surface des particules). Les oxydes de fer ont d'abondants sites de surface qui adsorbent fortement les métaux et les métalloïdes.



En absence d'oxygène, Fe^{2+} est présent sous forme soluble mais il peut se combiner à un sulfide pour former des sulfides de fer. En fait, la quantité de sulfide libre dans les sédiments anoxiques est généralement déterminée par la quantité de Fe^{2+} . Si $[\text{Fe}^{2+}] > [\text{HS}^-]$, alors tous les sulfides seront présents sous forme de sulfide de fer (avec d'autres sulfides inorganiques); si le contraire est vrai, alors des sulfides d'hydrogène et les sédiments sentiront les œufs cuits.



2. $\text{Mn}^{2+}/\text{MnO}_2$. En présence d'oxygène, Mn forme un solide réactif : MnO_2 désigné Mn(IV) (qui précipite à la surface des particules). En absence d'oxygène, la réaction va dans le sens inverse et Mn(IV) est réduit au produit soluble Mn^{2+} . Ainsi, Mn se trouve sous forme soluble dans les sédiments dans l'eau interstitielle si les sédiments sont anoxiques mais est parfaitement insoluble dans les eaux oxygénées où il est néanmoins hautement réactif dans sa forme particulaire. Les métaux s'attachent aussi fortement aux oxydes de manganèse dans les sédiments oxygénés.

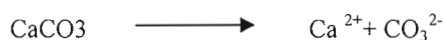


Le seul autre substrat ayant une forte capacité à lier le métal dans les sédiments qui n'est pas sensible aux variations redox est la matière organique.

I.6.6.3 Carbonates et sulfures

Les carbonates dans les sédiments proviennent de la dissolution du coquillage, de la précipitation chimique du CaCO_3 (évaaporite) et de l'altération des roches sédimentaires

carbonatés. Dans les sols, les acides organiques solubilisent les carbonates. Les cations Ca^{2+} se libèrent selon la réaction:



Les métaux lourds peuvent se lier aux carbonates dans les sédiments. En effet, les carbonates avec leurs sites d'adsorption peuvent retenir les métaux. La précipitation du Cu par les carbonates est la réaction la plus courante qui cause une déficience en Cu chez les plantes cultivées sur un sol basique ou riche en carbonates (Karam, 2006). Il est connu que le cuivre forme des carbonates insolubles dans les sols (Loué, 1993; McLaughlin, 2001). La majorité des métaux lourds sont difficilement solubles une fois liés aux carbonates ou aux sulfures. Toutefois, la présence de la végétation dans un sol peut provoquer la solubilisation des carbonates par libération des acides organiques et rendre les métaux biodisponibles.

I.6.6.4 Matière organique

La présence de la matière organique (MO) dans les sédiments, peut favoriser la formation de complexes organo-métalliques et des chélates. La chélation métallique est un phénomène présent dans les sédiments. Les chélates agissent sur la biodisponibilité des métaux lourds. En effet, les exsudats radiculaires sécrétés par les plantes dans le sol peuvent modifier la mobilité et la biodisponibilité du Cu dans la rhizosphère (Marschner, 1995; Hinsinger, 2001; Chaignon *et al.*, 2002) ainsi que celle d'autres métaux, en modifiant le pH (Marschner, 1995; Salt *et al.*, 1995; Marseille *et al.*, 2000; Hinsinger, 2001; Chaignon *et al.*, 2002), les concentrations ioniques (Hinsinger, 2001), les conditions redox (Marschner, 1995; Marseille *et al.*, 2000; Hinsinger, 2001). La stabilité des chélates dépend du métal en question. L'ordre décroissant des constantes de stabilité des chélates métalliques est le suivant ; $\text{Cu} > \text{Fe} = \text{Al} > \text{Mn} = \text{Co} > \text{Zn}$ (Alloway, 1990). f

I.6.6.5 pH

Le pH des sols joue un rôle très important dans la mobilité des métaux et des contaminants. Dans le cas du cuivre, il est connu que la solubilité du Cu est fortement

influencée par le pH du sol (Cavallaro et McBride, 1980; Harter, 1983). En effet, la solubilité des ions Cu est inversement proportionnelle aux valeurs de pH (James et Barrow, 1981; McBride et Bouldin, 1984; Loué, 1993). Le pH contrôle les charges de surface des colloïdes du sol qui ont des charges dépendantes du pH (oxydes, MO et les allophanes) (Cavallaro et McBride, 1980; Harter, 1983). Ainsi, il régit l'adsorption/ désorption des métaux lourds. Selon, Baker (1990), à un pH supérieur à 5,5, l'adsorption du Cu par les constituants d'un sol agricole devient significative. Aussi, les formes non fixées du Cu dans le sol diminuent considérablement avec l'augmentation du pH du sol au-dessus de 6,5 (Alva *et al.*, 2000).

Généralement, le pH de la rhizosphère est différent de celui du sol environnant (Rendig et Taylor, 1989). Un pH d'environ 7,8 est considéré le pH optimum pour la restauration des hydrocarbures (Riser-Roberts, 1998 cité par Dibble et Bartha, 1979).

I.6.6.7 Température

La température du sol et de l'atmosphère influence considérablement le type de végétation et la population microbienne présente dans le sol ainsi que la disponibilité des contaminants. Il a été prouvé que la dégradation microbienne suit une relation de type Arrhenius avec un métabolisme microbien qui double à chaque 10°C (Delille *et al.*, 2004 cité par Leahy et Colwell, 1990).

Des études de bioremédiation sous des climats froids ont montré que les microbes adaptés à ce climat peuvent dégrader les hydrocarbures pétroliers dans les sols (Tumeo and Guinn, 1997; Margesin, 2000; Delille *et al.*, 2004).

I.6.7 Le compost et la phytorestauration

Les sédiments qui sont dragués avant d'être épandus et mis en végétation sur terre sont généralement déficients en éléments nutritifs et ont une structure médiocre qui empêche la

rétenion d'eau. Ainsi l'apport d'amendements organiques comme le compost peut fournir les nutriments en carence à la plante (Singer et Munns., 1996). La décomposition de la matière organique est essentielle au recyclage des éléments nutritifs pour la plante (Mary *et al.*, 1996).

Les composts procurent aux substrats de culture un apport en MO humifiée et en éléments nutritifs à libération lente (N, P, K). En plus, ils permettent de corriger son pH (Fortin et Karam, 1998), d'accroître la porosité, l'aération, la capacité drainante et la rétention en eau des résidus miniers (Bramao et Riquier, 1968; Stratton *et al.*, 1995). Les composts stimulent positivement l'activité biologique et l'augmentation de la CEC (Stratton *et al.*, 1995; Sauvesty et Karam, 1998b). Plusieurs études ont révélé l'intérêt de l'apport des amendements organiques dans la réhabilitation des sites dégradés et dans la restauration de terrains contaminés (parc à résidus miniers, friches et déchets industriels, etc.) (Aajjane, 1997; Fortin et Karam, 1998; Sauvesty et Karam, 1998 a et b, Casséus et Karam, 2006).

Casséus et Karam (2006) ont observé un effet linéaire significatif des doses de composts commerciaux à base de tourbe et de déchets de crevettes sur le rendement en matière sèche de la fétuque et la fertilité des sédiments de dragage. D'autres études ont trouvé un effet bénéfique de ce compost sur la croissance et le rendement de l'orge cultivé sur un sol loam-sableux peu fertile (Hountin *et al.*, 1995) et de la pucinellie (*Pucinelia distans*) cultivée sur des boues rouges (Fortin et Karam, 1998). Aajjane *et al.*, (1997), a révélé une augmentation de la croissance de la fétuque en présence de tourbe de sphaigne, et une corrélation entre le contenu en MO des échantillons de résidus miniers sulfurés et le rendement en matière sèche du maïs.

I.7 Mycorhizes

Les mycorhizes arbusculaires (MA) sont des champignons microscopiques glomérormycètes à structures fongiques formés d'arbuscules et vésicules intracellulaires et de mycéliums et spores extra-racinaires (Fortin *et al.*, 2008). Le terme 'arbusculaire' réfère à une structure microscopique unique que développent ces champignons dans les cellules corticales

des racines (Fortin *et al.*, 2008). Ces mycorhizes pénètrent de façon subtile les cellules hôtes sans les perturber (Fortin *et al.*, 2008). Les MA se trouvent naturellement dans les sols et peuvent coloniser les racines de plus de 70% des plantes vasculaires et des bryophytes pour former une symbiose avec les plantes (Smith et Read, 1997; Fortin *et al.*, 2008). Cette symbiose (MA végétal) est étudiée depuis un siècle (Gallaud, 1905). En fait, les champignons MA peuvent produire et fournir les minéraux aux racines des plantes hôtes, incluant P, Zn, Cu et Mg, en échange du carbone organique (Smith et Read, 1997; Clark et Zeto, 2000).

La colonisation mycorhizienne arbusculaire a plusieurs avantages. D'abord, grâce à la symbiose plante – mycorhize, le volume de sol exploité par les racines des plantes peut augmenter grâce aux mycéliums externes des MA (Bolan, 1991). En effet, les mycorhizes augmentent la surface de contact sol- plante jusqu'à 47 fois par l'élaboration d'un réseau d'hyphes mycéliens (Smith et Read, 1997). En plus, ils ont un impact sur l'accumulation des métaux dans les plantes (Bradley *et al.*, 1981; Tinker et Read, 1983; Giasson *et al.*, 2005). Dans le même sens, les études effectuées par Mohammad *et al.*, (1995) et Bi *et al.*, (2003) ont montré que les mycorhizes favorisent l'accumulation des métaux lourds dans les parties aériennes des légumineuses et des graminées. Ainsi, les MA peuvent être une solution de recours pour la remise en végétation des sites de résidus miniers puisqu'ils augmentent la capacité d'absorption des nutriments par le système racinaire, ce qui résulte en un meilleur niveau de germination et taux de croissance. (Perry et Amaranthus, 1990; Giasson *et al.*, 2008). Par ailleurs, les mycorhizes peuvent contrer les effets toxiques des métaux lourds sur les plantes, améliorer la structure des sédiments dragués en voie de transformation dans le sol, et favoriser par conséquent la rétention de l'eau nécessaire pour les plantes (Giasson *et al.*, 2008).

Bref, et pour conclure, l'inoculation des plantes par les mycorhizes est une opération très peu coûteuse qui permet d'augmenter la biomasse et de favoriser la survie des plantes (Giasson *et al.*, 2005; 2008).

CHAPITRE II

MATÉRIEL ET MÉTHODES

II.1. Matériel

II.1.1. Sédiments

La présente étude a été réalisée sur deux sédiments différents, soit les sédiments de la rivière St-Charles (essai cultural démarré en 2007) et les sédiments du port de Montréal (essai cultural démarré en 2008).

II.1.1.1. Sédiment de la rivière St-Charles (SRSC)

Les sédiments SRSC ont été prélevés des berges de la rivière St-Charles dans la ville de Québec. En 2007, environ 1400 tonnes de ces sédiments ont été épandus sur 40 cm de profondeur, sur une cellule de confinement sécuritaire chez la compagnie Horizon Environnement, dans la région de Grande Piles au Québec. Des échantillons de sédiments ont été prélevés, séchés à l'air libre et tamisés. Les sédiments sont composés de deux fractions. La fraction fine a une texture de sable grossier, correspondant à 85,3% de sable et 14,7% de silt et argile. Toutefois, la fraction grossière qui représente environ 15% est composée de gravier, de blocs et de pierres. Les principales propriétés chimiques sont présentées dans le tableau 2.1. (Fig.2.1)



Figure.2.1. Épandage des sédiments de la rivière St-Charles (SRSC) en 2007.

II.1.1.2 . Sédiments du port de Montréal (SPM)

Ces sédiments ont été dragués dans le Port de Montréal sur les berges du fleuve St-Laurent, dans le secteur des raffineries de pétrole, à Montréal Est. En 2007, environ 1400 tonnes de ces sédiments ont été épandus sur 40 cm de profondeur, sur une cellule de confinement sécuritaire chez la compagnie Horizon Environnement, dans la région de Grande Piles au Québec.

Des échantillons de ces sédiments ont été prélevés, séchés à l'air libre puis tamisés. Les sédiments ont une texture argilo-silteuse correspondant à 78% de silt et argile, 22% de sable fin. Les sédiments contiennent aussi une fraction grossière (12% de gravier, blocs et pierres). Les principales propriétés chimiques sont présentées dans le tableau 2.1. (Fig.2.2)



Figure.2.2. Les sédiments du port de Montréal (SPM) épandus sur la cellule de confinement sécuritaire, en 2007.

Tableau 2.1. Quelques caractéristiques des sédiments de la rivière Saint-Charles et des sédiments du port de Montréal.

Paramètre	Sédiments SRSC	Sédiments SPM	Critère C*	Annexe I du MDDEP**
pH-eau ¹	7,4	6,9		
Teneur en eau (%)	11,8	20,2		
C organique ² (%)	5,1	11,5		
<u>Métaux lourds totaux³ (mg kg⁻¹)</u>				
Cd	43	8	20	100
Cu	1801	8000	500	2500
Mn	690	924	2200	11000
Ni	89,9	881	500	2500
Pb	1156	467	1000	5000
Zn	11519	1053	1500	7500
<u>Indice de métaux disponibles (mg kg⁻¹)</u>				
Cd-Mehlich III ⁴	14	4		
Cu-Mehlich III	630	2090		
Mn-Mehlich III	137	156		
Ni-Mehlich III	26	261		
Pb-Mehlich III	113	23,3		
Zn-Mehlich III	3790	528		
<u>Hydrocarbures (mg kg⁻¹)^{***}</u>				
HAP	247	44		

¹ Rapport CP: eau 1:5; méthode MA.100 - pH 1.1 (CEAEQ, 2006); ² Karam (1993);³ Méthode Mét.1.1 (CEAEQ, 2007a), dosage par le spectrophotomètre d'absorption atomique;⁴ Solution Mehlich III (Mehlich, 1984), Méthode Mét. ass. 1.0 (CEAEQ, 2007b);

* : Critères génériques des sols de la politique des terrains contaminés, (MDDEP, 1998 révisé en 2010);

** : règlement sur l'enfouissement des sols contaminés MDDEP, (2001 révisé en 2010).

*** : Analyse effectuée par le laboratoire Maxaam.

II.1.2 Amendement organique (compost)

Le compost de pâte de papier (CAB) utilisé lors des essais cultureux entrepris en 2008 et en 2009 provient de la papetière Abitibi Bowater (Fig. 2.3). La teneur en matière organique du compost a été déterminée par calcination à 550°C pendant 16 heures (Karam, 1993). Les principales propriétés chimiques sont présentées dans le tableau 2.2.



Figure.2.3. Le compost (CAB) provenant de la papetière Abitibi Bowater utilisé dans le cadre des essais cultureux sur les sédiments SRSC et SPM, en 2008.

Tableau 2.2. Quelques propriétés chimiques du compost CAB utilisé dans la présente étude.

Paramètre	Compost CAB
pH-eau ¹	5,00
C organique ² (%)	46,68
<u>Quelques éléments nutritifs totaux³</u> <u>(mg kg⁻¹)</u>	
Cu	389
Mn	473
Zn	159
Ca	10273
Mg	5328
K	2527
<u>Indice d'oligo-éléments disponibles</u> <u>(mg kg⁻¹)*</u>	
Cu-Mehlich III	26
Mn-Mehlich III	47
Zn-Mehlich III	15

¹ : Rapport CP: eau 1:5; méthode MA.100 - pH 1.1 (CEAEQ, 2006).

² : Karam (1993).

³ : Méthode Mét 1.1 (CEAEQ, 2007a), dosage par le spectrophotomètre d'absorption atomique.

* : Solution Mehlich III (Mehlich, 1984), Méthode Mét. ass. 1.0 (CEAEQ, 2007b).

II.1.3. Plantes utilisées dans les essais

Les plantes indicatrices utilisées dans la présente étude sont la fétuque rouge traçante (*Festuca rubra*), la fétuque élevée (*Festuca eliator*), l'agropyre (*Agropyron repens*), le ray-grass (*Lolium perenne* L.), la fléole des près (*Phleum pratense* L.), le lotier corniculé (*Lolium corniculatus*), le trèfle blanc (*Trifolium repens*) et la tanaïsie vulgaire (*Tanacetum vulgare*).

Le choix des espèces de plantes a été fait en fonction de leur efficacité reconnue comme accumulatrice des métaux et à biomasse élevée. Des essais antérieurs sur ces plantes à l'exception de la tanaïsie vulgaire, ont déjà prouvé leur tolérance en fortes concentrations en

métaux lourds (Giasson *et al.*, 1997; Giasson *et al.*, 2005). Par contre, la tanaïsie vulgaire est utilisée pour la première fois dans la phytorestauration dans le cadre de la présente étude, puisque dans la littérature on ne trouve pas des études antécédentes sur la tanaïsie vulgaire utilisée pour des fins de phytoremediation. Cependant, Giasson 1997, a mentionné la capacité de prolifération de la tanaïsie vulgaire dans les terrains fortement contaminés à Montréal.

II.1.4. Mycorhizes

Les plantes ont été inoculées avec *Glomus intraradices*. Ces mycorhizes arbusculaires (MA) sont des champignons microscopiques glomérormycètes de structures fongiques formées d'arbuscules et vésicules intracellulaires, et de mycéliums et spores extra-racinaires (Fortin *et al.*, 2008).

II.2. Essais cultureux sur le terrain

Des essais cultureux sur le terrain ont été réalisés sur les sédiments SRSC en 2007, 2008 et en 2009 (trois années de mise en végétation) et sur les sédiments SPM en 2008 et en 2009 (deux années de végétation après avoir laissé les sédiments à l'air libre pendant un an). En 2007, les deux types de sédiments ont été étendus uniformément sur une cellule de confinement sécuritaire initialement remplie de sols contaminés et couverte avec une couche de 10 cm de sable. Ensuite, un dispositif en micro-parcelles fut établi sur les sédiments SRSC en 2007 (trois années de mise en végétation : 2007, 2008 et 2009) et sur les sédiments SPM en 2008 et 2009 (deux années de mise en végétation). Les sédiments ont été mis en végétation en 2007, 2008 et en 2009 pour SRSC et en 2008 et 2009 pour SPM. Les parcelles ont été arrosées occasionnellement par un système d'irrigation qui exploite les eaux de lixiviation des cellules de confinement qui sont récupérées, traitées et réutilisées.

II.2.1. Traitements

A) Essais sur les sédiments SRSC

Le site d'essai mesurant 675 m² (18 m par 37,5 m) a été subdivisé en 20 parcelles ayant chacune une superficie de 33,75 m², soit l'équivalent de 7,5 m x 4,5 m par parcelle, et une zone tampon de 1 m séparant chaque parcelle.

Sur les 4 micro-parcelles A, B, C et D, nous avons cultivé, en 2007 en 2008 et en 2009, les 4 types de végétation suivants:

T1_{SRSC} = mélange de Graminées- Légumineuses : 20% de fétuque rouge traçante (*Festuca rubra*), 20% de fétuque élevée (*Festuca eliator*), 15% d'agropyre (*Agropyron repens*), 15% de ray-grass (*Lolium perenne L.*), 21% de fléole des près (*Phleum pratense L.*), 5% de lotier corniculé (*Lolium corniculatus*) et 4% de trèfle blanc (*Trifolium repens*);

T2_{SRSC} = T1 inoculé avec *Glomus intraradices*;

T3_{SRSC} = tanaïsie vulgaire (*Tanacetum vulgare*);

T4_{SRSC} = tanaïsie vulgaire inoculée avec *Glomus intraradices*.

Les traitements ont été répétés 5 fois sous forme de blocs aléatoires (Fig. 2.4). Durant les mois de juillet 2008 et juillet 2009, nous avons appliqué 2 cm d'épaisseur de compost sur l'ensemble des parcelles.

Durant le mois d'octobre 2007, les parties aériennes des plants qui ont poussé et les racines ont été récoltées. Également, un prélèvement d'échantillons de sédiments (substrats) a été effectué au moyen d'une tarière à 20 cm de profondeur. En plus de l'ensemencement des graines de tanaïsie vulgaire en mai 2008, une transplantation de plants de tanaïsie vulgaire (avec et sans inoculation) fut effectuée en juin 2008. En octobre 2008 et en octobre 2009, les mêmes opérations de récolte et de prélèvement d'échantillons de substrats mentionnées précédemment ont été réalisées.

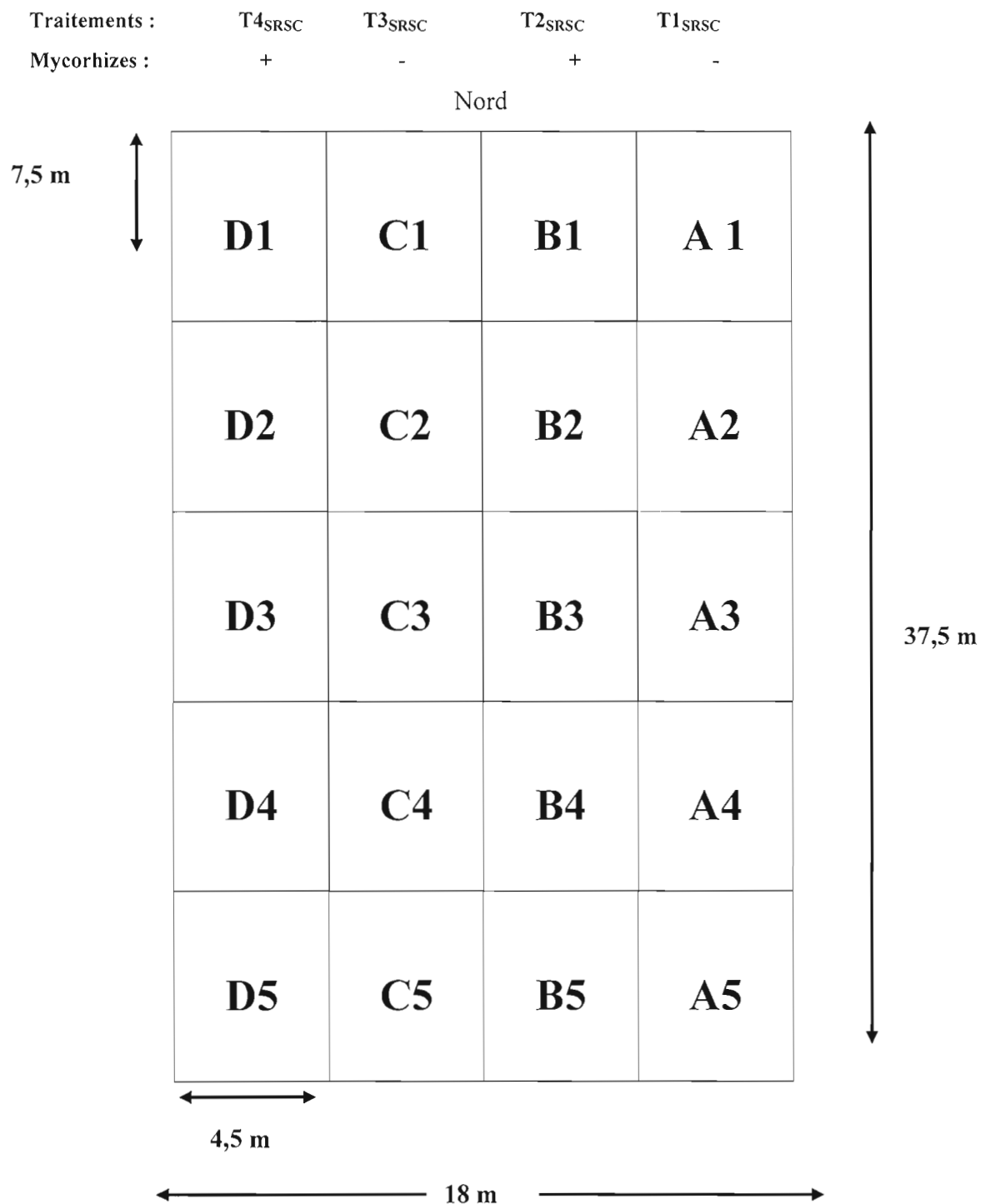


Figure 2.4 Les traitements appliqués aux parcelles sur les sédiments de la rivière St-Charles (SRSC) de 2007 à 2009.

B) Essais sur les sédiments SPM

Le site d'essai mesurant 675 m² (18 m par 37,5 m) a été subdivisé en 20 parcelles ayant chacune une superficie de 33,75 m², soit l'équivalent de 7,5 m x 4,5 m par parcelle, et une zone tampon de 1 m séparant chaque parcelle.

Sur les 4 micros parcelles E, G, H et J, nous avons appliqué en 2008 et en 2009 les 4 traitements de végétation suivants:

T1_{SPM} = Mélange de plantes (K2) inoculées avec *Glomus intraradices*;

T2_{SPM} = 20% de fétuque rouge traçante (*Festuca rubra*), 20% de fétuque élevée (*Festuca eliator*), 15% d'agropyre (*Agropyron repens*), 15% de ray-grass (*Lolium perenne* L.), 21% de fléole des près (*Phleum pratense* L.), 5% de lotier corniculé (*Lolium corniculatus*) et 4% de trèfle blanc (*Trifolium repens*);

T3_{SPM} = tanaïsie vulgaire (*Tanacetum vulgare*) inoculée avec *Glomus intraradices*;

T4_{SPM} = tanaïsie vulgaire non inoculée.

Les traitements ont été répétés 5 fois sous forme de blocs aléatoires (Fig. 2.5). Durant les mois de juillet 2008 et juillet 2009, nous avons appliqué 2 cm d'épaisseur de compost sur l'ensemble des parcelles.

En plus de l'ensemencement des graines de tanaïsie en mai 2008, une transplantation de plants de tanaïsie vulgaire (avec et sans inoculation) fut effectuée en juin 2008. En octobre 2008 et en octobre 2009, les parties aériennes des plants et les racines ont été récoltées. Également, un prélèvement d'échantillons de sédiments (substrats) a été effectué au moyen d'une tarière à 20 cm de profondeur.

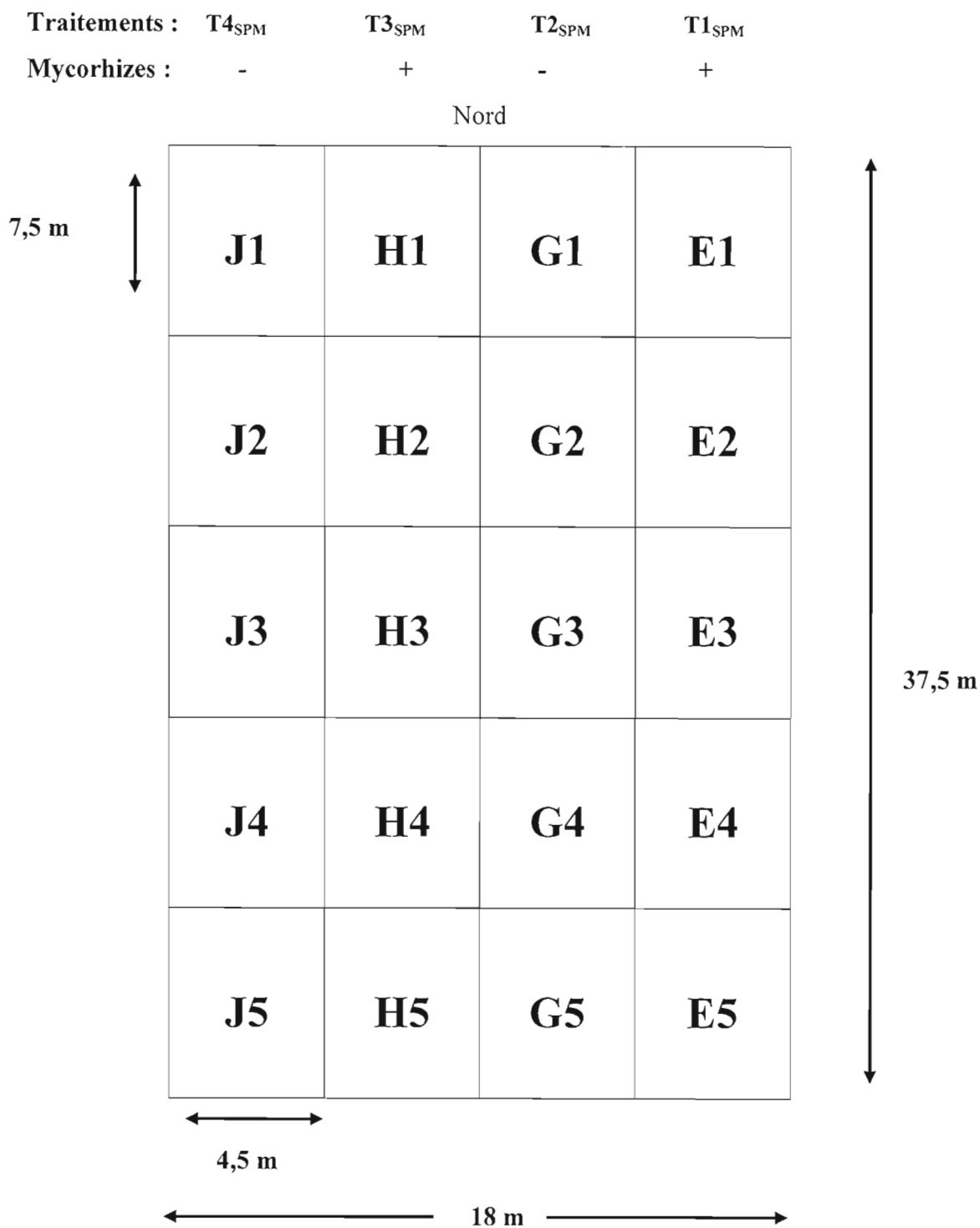


Figure 2.5. Les quatre traitements appliqués aux parcelles sur les sédiments du port de Montréal SPM en 2008 et en 2009.

II.3. Paramètres mesurés

Les coupes des plants ont été faites à environ 1 cm au dessus des sédiments. Les parties récoltées ont été pesées puis séchées à l'air libre pendant 2 mois, puis pesées de nouveau pour obtenir le rendement en matière sèche (MS). Le matériel végétal a été ensuite broyé à 1 mm. Les racines ont été lavées à l'eau distillée, blanchies au KOH puis colorées à l'encre afin d'évaluer la colonisation mycorhizienne selon le protocole de Vierheilig et *al.* (1998).

Le contenu en métaux lourds (Cd, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) du matériel végétal ainsi que la quantité totale des métaux dans les substrats (sédiment sans racines) prélevés au moment de la récolte ont été déterminés par digestion acide (HNO_3 50% + HCl 20%) (CEAEQ, 2007a). Les métaux ont été dosés à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique de type GBC-ARL Scientific, modèle 906AA.

II.4. Analyses statistiques

Les données ont été analysées statistiquement suivant la procédure GLM du logiciel d'analyse de la compagnie SAS (SAS Institute Inc., 2004). Les paramètres statistiques sont : la moyenne, l'écart-type, le coefficient de corrélation simple Pearson et les valeurs de F de l'analyse de variance.

CHAPITRE III

RÉSULTATS ET DISCUSSION

III.1. SRSC

III.1.1 Rendement en matière sèche des plantes, concentration des métaux dans la biomasse et prélèvements aériens

III.1.1.1 Première année (2007)

Après 5 mois de l'ensemencement, seulement la végétation des traitements T1_{SRSC} et T2_{SRSC} a poussé sur les sédiments SRSC. Les semences de tanaïs (traitements T3_{SRSC} et T4_{SRSC}) n'ont pas germées (Fig.3.1). (voir annexe B)

A- Traitement T1_{SRSC} (mélange Graminées – Légumineuses).

Le tableau 3.1 présente les données de la caractérisation des parcelles cultivées avec T1_{SRSC} après 5 mois de la mise en végétation (2007). Le pH des sédiments est de (7,1) et la teneur en matière organique est de 6%. Les valeurs de l'indice de biodisponibilité des métaux apparaissent dans le tableau 3.1. Ces valeurs varient de 12 mg/kg pour le Cd à 3421 mg/kg pour le Zn, indiquant une très forte teneur en métaux phytodisponibles.

Après la première année, environ 30% de la superficie des parcelles étaient couvertes d'une végétation peu dense. Par contre les graminées ont poussé dans les dépressions où l'eau s'accumule. La hauteur des plants a atteint 10 cm.

Le rendement en matière sèche au terme de la première année a atteint un maximum de 250 kg/ha avec une moyenne des parcelles de l'ordre de 84,2 Kg/ha. La végétation a accumulé en moyenne 790 mg/kg de Zn, 168 mg/kg de Cu, 204 mg/kg de Mn, 226 mg/kg de Pb, 11 mg/kg

de Cd et 79,6 mg/kg de Ni (Tableau 3.2). Le prélèvement des métaux dans les parties végétales aériennes était très faible a cause de la faible biomasse : 9,8 mg de Zn, 2,4 mg de Cu, 2 mg de Mn, 2,8 mg de Pb, 0,1 mg de Cd et 0,6 mg de Ni.

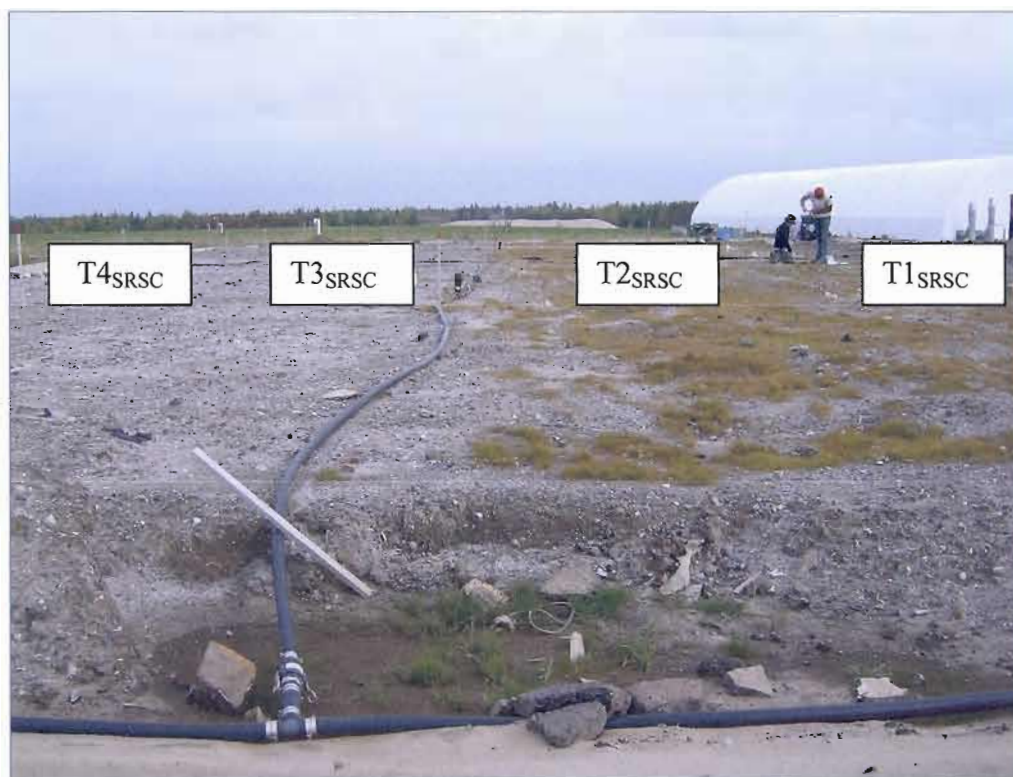


Figure 3.1. Le couvert végétal développé sur les sédiments de la rivière St-Charles (SRSC), en octobre 2007.

B) Traitement T2_{SRSC} (mélange Graminées – Légumineuses avec mycorhize)

Les données de la caractérisation des parcelles traitées par T2_{SRSC} après 5 mois de l'ensemencement (2007) sont présentées dans Le tableau 3.1. Le pH est alcalin (7,1) et la teneur en matière organique est de 5%. Les valeurs de l'indice de biodisponibilité des métaux varient de 12 mg/kg pour le Cd à 3217 mg/kg pour le Zn, indiquant une très forte teneur en métaux phytodisponibles.

Après 5 mois de croissance, environ 30% de la superficie des parcelles était couverte par la végétation (Fig.3.1). Toutefois, la hauteur des plants a atteint 10 cm. Le rendement en matière sèche au terme la première année a atteint un maximum de 140 kg/ha avec une moyenne des parcelles de l'ordre de 84 Kg/ha.

Les plants ont pu accumuler en moyenne 1103 mg/kg de Zn, 119 mg/kg de Cu, 126 mg/kg de Mn, 120 mg/kg de Pb, 9,3 mg/kg de Cd et 31 mg/kg de Ni. (Tableau 3.2). Le prélèvement des métaux dans les parties végétales aériennes était très faible en conséquence de la faible biomasse: 10 mg de Zn et environ 1 mg de chacun des autres métaux.

Tableau 3.1. Caractérisation des sols des cinq parcelles cultivées avec T1_{SRSC} (sans mycorhize) et T2_{SRSC} (avec mycorhize) et rendement en matière sèche de la biomasse aérienne de la première année.

Variable	Moyenne T1 _{SRSC}	Moyenne T2 _{SRSC}
pH (sédiment)	7,15	7,14
Mo (sédiment %)	5,9	4,93
Biomasse (kg/ha)	84,2	84
Indice de biodisponibilité* des métaux dans les sédiments des parcelles T1 (mg/kg)		
Zn-M3	3421	3217
Cu-M3	369	317
Mn-M3	175	32
Pb-M3	181	166
Cd-M3	12	12
Ni-M3	15,9	14,8

*M3 : (Mehlich, 1984).

Tableau 3.2 Concentration (mg/kg) des métaux dans la biomasse aérienne sèche des parcelles cultivées avec T1_{SRSC} (sans mycorhize) et T2_{SRSC} (avec mycorhize) à la première année.

Variable	Moyenne des parcelles T1 _{SRSC}	Moyenne des parcelles T2 _{SRSC}
Zn	790	1103
Cu	169	119
Mn	204	127
Pb	226	120
Cd	11	9,3
Ni	80	31

III.1.1.2. La deuxième année (octobre 2008)

A) Traitement T1_{SRSC}

Le pH des parcelles traitées par T1_{SRSC} est alcalin pour un sol (6,8) et la teneur en matière organique est de 6 %. Les valeurs de l'indice de biodisponibilité des métaux apparaissent dans le tableau 3.3. Ces valeurs varient de 17,7 mg/kg pour le Cd à 6343 mg/kg pour le Zn, indiquant une très forte teneur en métaux phytodisponibles.

Durant la deuxième année de mise en végétation, le pourcentage de couverture a atteint 80% avec l'apparition des légumineuses surtout le trèfle blanc et le trèfle rouge. La hauteur des plants a atteint 24 cm. Le rendement en matière sèche au terme de la deuxième année d'essai a atteint un maximum de 503,5 kg/ha avec une moyenne des parcelles de l'ordre de 251,2 kg/ha.

Les plantes ont pu accumuler en moyenne 576 mg/kg de Zn, 114 mg/kg de Cu, 69,4 mg/kg de Mn, 91 mg/kg de Pb, 5 mg/kg de Cd et 62 mg de Ni. Les plantes ont pu prélever 15,4 mg de Zn, 3,2 mg de Cu, 1,8 mg de Mn, 2,1 mg de Pb, 0,1 mg de Cd et 1,7 mg de Ni.

B) Traitement T2_{SRSC}

Le tableau 3.3 présente les données de la caractérisation des parcelles traitées par T2_{SRSC} après 5 mois de l'ensemencement, à la deuxième année d'essai (2008). Le pH est de 6,9 et la teneur en matière organique est de 5%. Les valeurs l'indice de biodisponibilité varient de 9,2 mg/kg pour le Cd à 2453 mg/kg pour le Zn, indiquant une très forte teneur en métaux phytodisponibles.

Durant la deuxième année de mise en végétation, le pourcentage de couverture a atteint 85% avec l'apparition des légumineuses surtout le trèfle blanc et le trèfle rouge. La hauteur des plants a atteint 26 cm. De plus, les plantes ne présentent pas de signes de toxicité ou de carences. Le rendement en matière sèche au terme de la deuxième année d'essai a atteint un maximum de 1090 kg/ha avec une moyenne des parcelles de l'ordre de 717 kg/ha.

Les plants inoculés avec les mycorhizes ont pu accumuler en moyenne 861 mg/kg de Zn, 89 mg/kg de Cu, 78 mg/kg de Mn, 61 mg/kg de Pb, 58 mg/kg de Ni et 8 mg/kg de Cd (Tableau 3.4). Les plantes ont pu prélever 67 mg de Zn, 7 mg de Cu, 5,6 mg de Mn, 4 mg de Pb, 0,5 mg de Cd et 4,2 mg de Ni.

Tableau 3.3. Caractérisation des sols des cinq parcelles cultivées avec T1_{SRSC}, T2_{SRSC}, T3_{SRSC} et T4_{SRSC} et le rendement en matière sèche de la biomasse aérienne à la deuxième année (octobre 2008).

Variable	Moyenne T1 _{SRSC}	Moyenne T2 _{SRSC}	Moyenne T3 _{SRSC}	Moyenne T4 _{SRSC}
pH (sédiment)	6,8	6,9	7	7,1
Mo (sédiment %)	6	5	4,1	5
Biomasse (kg/ha)	251	717	68,3	84,3
Indice de Biodisponibilité* des métaux dans les sédiments des parcelles T4 (mg/kg)				
Zn-M3	6343	2453	2443	3923
Cu-M3	816	173	746	785
Mn-M3	180	45	138	184
Pb-M3	116	82	148	107
Cd-M3	18	9,2	14	17
Ni-M3	31	14	27	32

*M3 : (Mehlich, 1984).

Tableau 3.4. Concentration (mg/kg) des métaux dans la biomasse aérienne sèche des parcelles cultivées avec T1_{SRSC}, T2_{SRSC}, T3_{SRSC} et T4_{SRSC} à la deuxième année (octobre 2008).

Variable	Moyenne T1 _{SRSC}	Moyenne T2 _{SRSC}	Moyenne T3 _{SRSC}	Moyenne T4 _{SRSC}
Zn	576	869	314	470
Cu	114	88	57	94
Mn	69	78	60	90
Pb	91	61	71,3	63
Cd	5	8	12	27
Ni	62	58	18	18,3

C) Traitement T3_{SRSC}

À la deuxième année d'essai, Le pH des parcelles est de 7 et la teneur en matière organique est de 4,1%. Les valeurs de l'indice de biodisponibilité des métaux varient de 14 mg/kg pour le Cd à 2443 mg/kg pour le Zn, indiquant une très forte teneur en métaux phytodisponibles. (Voir tableau 3.3)

Au terme de la première année d'essai (2007), la tanaïsie n'avait pas poussé, alors nous avons procédé à un ensemencement suivi d'une transplantation en 2008. En octobre 2008, environ 15% de la superficie des parcelles était couverte de plantes. Les plants transplantés ont atteint 60 cm de hauteur. Le rendement en matière sèche a atteint un maximum de 159 kg/ha avec une moyenne des parcelles de l'ordre de 68,3 kg/ha.

Les biomasses aériennes des plantes de tanaïsie non inoculées ont accumulé en moyenne 314 mg/kg de Zn, 57 mg/kg de Cu, 60 mg/kg de Mn, 71 mg/kg de Pb, 18 mg/kg de Ni et 11,8 mg/kg de Cd (Tableau 3.4). En raison de la très faible biomasse aérienne générée, le prélèvement des métaux est inférieur à 1 mg/m², à l'exception du prélèvement du Zn qui est d'environ 3 mg/m².

D) Traitement T4_{SRSC}

À la fin de la saison de végétation en 2008 (5 mois), 15% environ de la superficie des parcelles était couverte de végétation. Les plants transplantés ont poussé, atteignant 60 cm de hauteur. Le rendement en matière sèche a atteint un maximum de 115 kg/ha avec une moyenne des parcelles de 84 kg/ha.

Les parcelles se caractérisent par un pH basique (7,1) et une teneur en matière organique de 5%. Les valeurs de l'indice de biodisponibilité des métaux varient de 16,5 mg/kg pour le Cd à 3923 mg/kg pour le Zn. (tableau 3.3)

Les parties aériennes des plantes inoculées avec les mycorhizes ont accumulé en moyenne 470 mg/kg de Zn, 94 mg/kg de Cu, 91 mg/kg de Mn, 63 mg/kg de Pb, 18 mg/kg de Ni et 27 mg/kg de Cd. Le prélèvement des métaux est inférieur à 1mg/m² à l'exception du prélèvement du Zn qui est d'environ 4,1 mg/m².

III.1.1.3 La troisième année (octobre 2009).

C-1 Traitement T1_{SRSC}

Durant la troisième année de la mise en végétation, le pourcentage de couverture a atteint 90% avec dominance des légumineuses (le trèfle blanc et le trèfle rouge). La hauteur des plantes a atteint 30 cm. Le rendement en matière sèche au terme de la troisième année d'essai a atteint un maximum de 950 kg/ha avec une moyenne des parcelles de l'ordre de 550 kg/ha.

Les plantes ont pu extraire en moyenne 311 mg/kg de Zn, 42 mg/kg de Cu, 8 mg/kg de Pb, 12 mg/kg de Cd. Les plantes ont pu extraire 18 mg de Zn, 1,8 mg de Cu et 1 mg de Cd (Tableau 3.5).

C-2 Traitement T2_{SRSC}

Pour T2_{SRSC}, le pourcentage de couverture a atteint 95% avec la dominance aussi des légumineuses surtout le trèfle blanc. La hauteur des plantes a atteint 30 cm. Le rendement en matière sèche au terme de la troisième année d'essai a atteint un maximum de 1590 kg/ha avec une moyenne des parcelles de l'ordre de 960 kg/ha.

Les plantes inoculés avec les mycorhizes ont pu concentrer en moyenne 180 mg/kg de Zn, 24 mg/kg de Cu, 12 mg/kg de Ni et 9 mg/kg de Cd. Le taux de prélèvement des métaux lourds par la végétation est de 17 mg de Zn, 2 mg de Cu, 1,7 mg de Cd. (Tableau 3.6).

C-3 Traitement T3_{SRSC} et T4_{SRSC}

Au terme de la troisième année (2009), la tanaïsie ensemencé et transplanté n'a pu survivre sur les parcelles T3_{SRSC} et T4_{SRSC}. Une sélection naturelle s'est produite puisque le trèfle qui a commencé à envahir les parcelles en dépit de la tanaïsie.

Tableau 3.5. Caractérisation des sols des cinq parcelles cultivées avec T1_{SRSC} et T2_{SRSC} et le rendement en matière sèche de la biomasse aérienne à la troisième année (octobre 2009).

Variable	Moyenne T1 _{SRSC}	Moyenne T2 _{SRSC}
pH (sédiment)	7	6,9
Mo (sédiment %)	4,5	5
Biomasse (kg/ha)	550	960

Tableau 3.6. Concentration (mg/kg) des métaux dans la biomasse aérienne sèche des parcelles cultivées avec T1_{SRSC} et T2_{SRSC} à la troisième année (octobre 2009).

Variable	Moyenne des parcelles T1 _{SRSC}	Moyenne des parcelles T2 _{SRSC}
Zn	311	180
Cu	42	24
Mn	60	1,7
Pb	8	61
Cd	12	9
Ni	12	21

III.1.2 Les métaux lourds

Les concentrations moyennes en métaux lourds (Cu, Cd, N, Mn, Pb, Zn) ont été calculées à partir de la caractérisation faite sur les échantillons de sédiments prélevés durant les trois saisons de croissances.

En se basant sur les critères du MDDEP (MDDEP, 2010) du règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (RESC), on remarque que les concentrations des contaminants dans les sédiments dépassent le critère de l'Annexe 1 de RESC du MDDEP en Zn déterminé à 7500 mg kg^{-1} avec une concentration moyenne d'environ 11519 mg kg^{-1} . Donc, ce sédiment doit obligatoirement être traité avant son enfouissement. La concentration moyenne du cuivre du sédiment dragué est d'environ 1855 mg kg^{-1} et se situe dans la plage C-D ($500 - 2500$) des critères du MDDEP. Le plomb se situe également dans la plage C-D ($1000 - 5000$). Le cadmium se situe dans la plage C-D ($20 - 100$) avec $44,8 \text{ mg kg}^{-1}$. Finalement, le Ni dépasse le critère B avec 140 mg kg^{-1} pour se situer dans la plage B-C ($100 - 500$). Quant au Mn, avec une concentration d'environ 689 mg kg^{-1} il est légèrement en bas du critère A (770 mg/kg), donc il n'est pas considéré en concentration toxique dans le sédiment SRSC. (Tableau 3.7).

Tel que vu à la section I.3, dans un sol, la totalité d'un métal n'est pas entièrement disponible pour les plantes. Seulement une fraction assimilable est biodisponible (Fig.3.2). Toutefois, Le pH du sol influence la mobilité des métaux lourds et leur biodisponibilité. En fait, dans les parcelles, les valeurs de pH supérieures toujours supérieur à 6,5 indiquent un milieu alcalin dû à la présence de cations basiques tel que le calcium. L'alcalinité du sol réduit la mobilité des métaux (Zn, Cu, Pb, Ni) puisque ces derniers ont tendance à se lier aux carbonates fortement présents dans les parcelles. En effet, d'origine fluviale, les sédiments SRSC sont riches en carbonates (CaCO_3) d'origine minérale et biogénique provenant de coquillage. Selon Dinel *et al.* (2000), la fraction liée aux carbonates et celle liée à la matière organique sont difficilement extractibles dans la rhizosphère. Par contre, l'inoculation des plantes avec des champignons mycorhiziens qui par l'intermédiaire de leurs acides organiques libérés dans le sol solubilisent les carbonates et rendent les métaux plus extractibles (Giasson *et al.*, 2005).

Généralement, la fraction assimilable par la végétation varie d'un métal à un autre et change en fonction des caractéristiques intrinsèques du sol telles que la présence des oxydes de Fe, la teneur en matières organiques, etc. (McLaren et Crawford, 1973a; Schuman, 1997; Peters., 1999; Schnoor, 2000; McLaughlin, 2001; Chaignon *et al.*, 2002). En effet, la fraction liée aux oxydes de Fe et de Mn est facilement extractible et similaire à la fraction soluble dans l'eau et échangeables (Dinel *et al.*, 2000).

Tableau 3.7 Concentrations moyennes des métaux lourds dans le sédiment SRSC (mg/kg) après sa mise en végétation et classement selon la norme du ministère MDDEP (2010).

	Moyenne	Minimum	Maximum	Critère MDDEP
Cu	1855	1106	4738	C-D
Cd	44,8	32	75	C-D
Ni	140,5	111	181	B-C
Pb	1156	746	1782	C-D
Zn	11519	7073	16639	D+

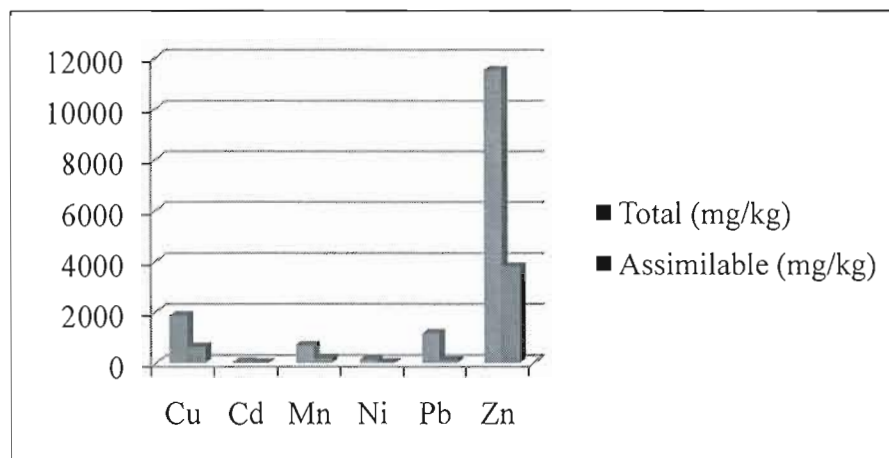
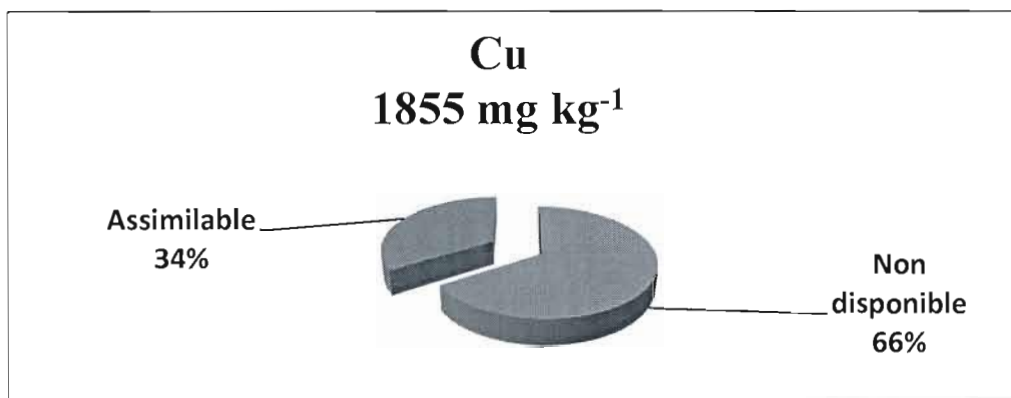


Figure 3.2. Concentrations de métaux lourds totaux et indices de métaux assimilables dans les sédiments de la rivière St-Charles (SRSC) (CEAEQ, 2007a; 2007b).

La figure 3.3 montre le pourcentage de chaque métal disponible pour les plantes. Donc on remarque que 34% du Cu total est disponible pour la phytoextraction. La fraction de métaux disponible est d'environ 32% pour le Cd, 18% pour le Ni et de 10% pour le Pb qui est un élément de très faible mobilité.



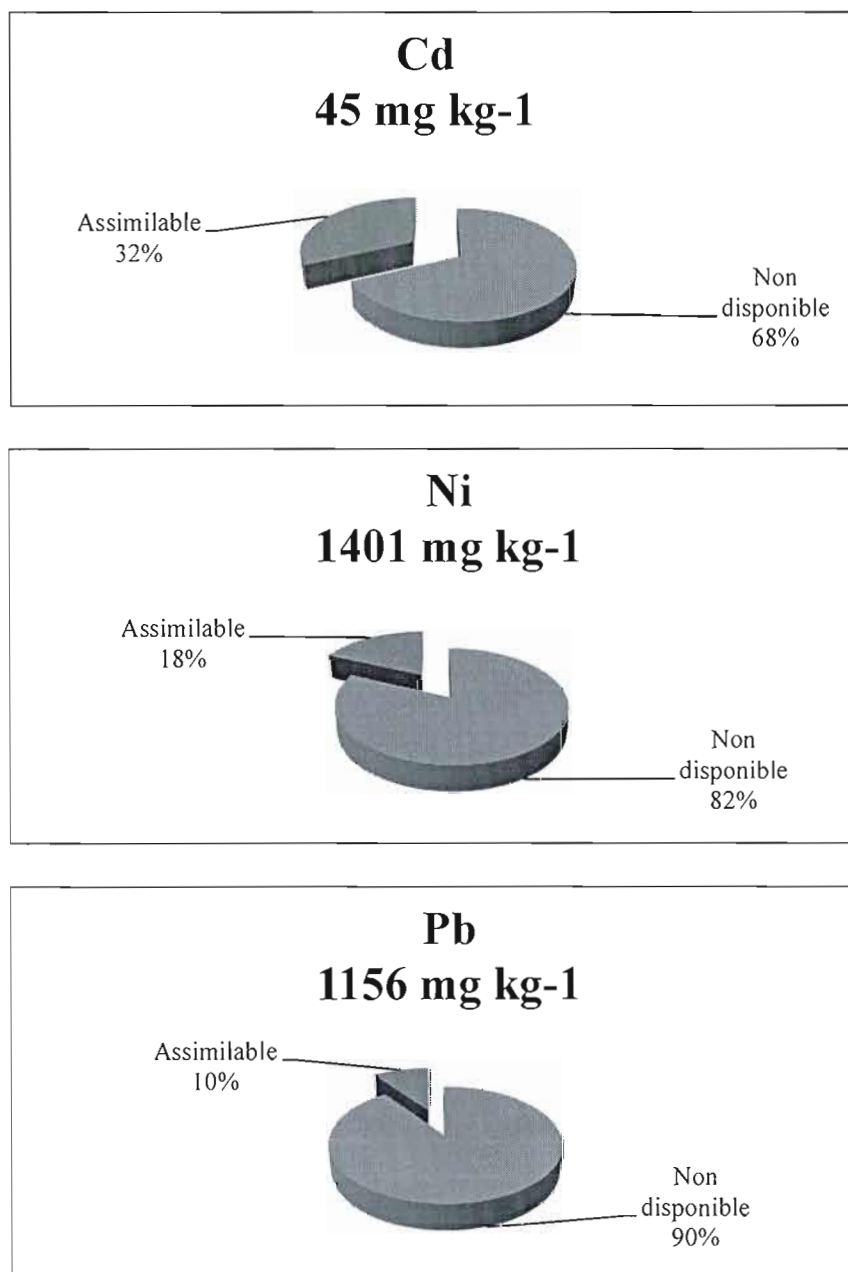


Figure 3.3 Concentrations moyennes des métaux lourds totaux dans les parcelles des sédiments de la rivière St-Charles (SRSC) et pourcentage des fractions de métaux assimilables (CEAEQ, 2007a; 2007b).

Le zinc

Le sédiment SRSC contient en moyenne 11519 mg/kg de Zn. Une concentration qui dépasse le critère de l'annexe 1 du RESC du MDDEP (7500 mg/kg) (MDDEP, 2006). Une telle concentration est extrêmement élevée mais il est bien notable que la fraction assimilable (33%) est importante et pouvoir extraire cette fraction avec les plantes peut diminuer la concentration à la plage C-D. (Fig. 3.4)

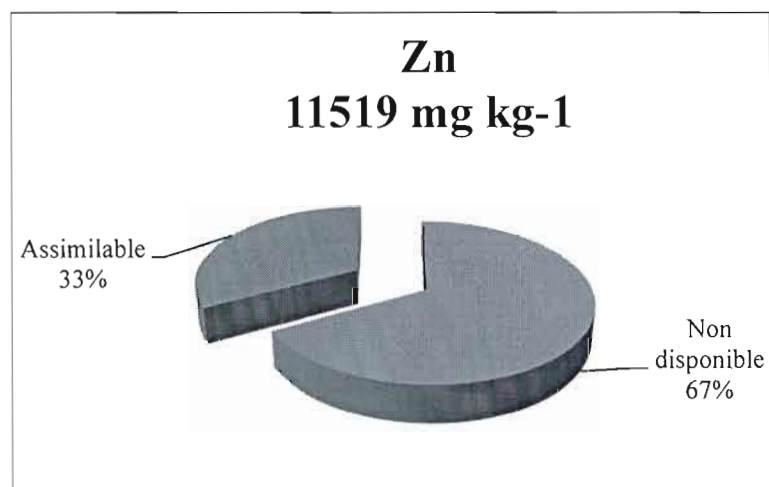


Figure 3.4 Concentrations moyennes du Zn total dans les parcelles des sédiments la rivière St-Charles (SRSC) et pourcentage de la fraction de Zn assimilable (CEAEQ, 2007a; 2007b).

III.1.4 Les HAP

La figure 3.5 montre une diminution des concentrations des HAP qui dépassent le critère de l'Annexe 1 du RSC du MDDEP (10 mg/kg), notamment le 1-méthylnaphtalène (13 mg/kg) et le 2-méthylnaphtalène (11 mg/kg) et le chrysène (14). En octobre 2008, les HAP ont baissé en dessous du critère du MDDEP (Fig. 3.5). La concentration moyenne des HAP du sédiment SRSC a baissé de 204 mg kg⁻¹ en 2007 à 72,2 mg kg⁻¹ en 2008. En 2009, la concentration moyenne des HAP a baissé à 19 mg kg⁻¹. Parallèlement, les concentrations des HAP citer ci-dessus ont baissé jusqu' à 1 mg/kg pour le chrysène voire zéro mg/kg pour le 1-méthylnaphtalène et le 2-méthylnaphtalène.

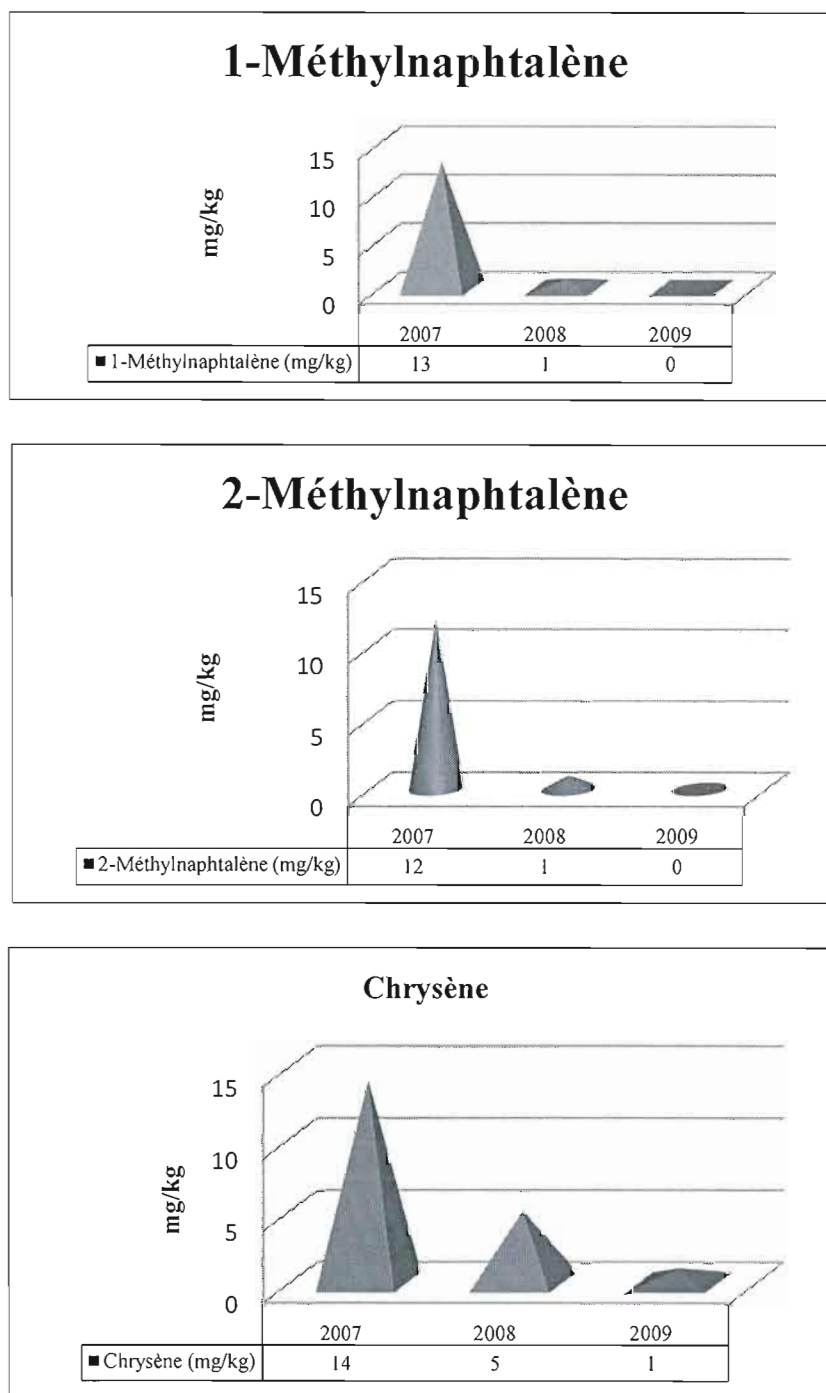


Figure 3.5 Évolution des concentrations des HAP dans les sédiments de la rivière St-Charles (SRSC).

III.1.5 Discussion (SRSC)

Effet des mycorhizes sur la biomasse et l'accumulation des métaux

Le rendement de la première récolte (première année) en biomasse sèche était très faible (84 kg/ha pour T1_{SRSC} et 84,2 kg/ha pour T2_{SRSC}) et ne montre pas une différence significative entre T1_{SRSC} (graminées-légumineuses sans mycorhize) et T2_{SRSC} (graminées-légumineuses avec mycorhize). Dans ce cas, il est probable que suite à l'inoculation des plantes du mélange T2_{SRSC} avec les mycorhizes, les champignons ne se sont pas développés dans les parcelles. Ce résultat est confirmé par notre évaluation de la colonisation des racines par les mycorhizes selon le protocole de Vierheilig *et al.* (1998). En effet, la colonisation des racines n'a pu atteindre que 5% en moyenne des racines de plantes.

Durant la deuxième année de végétation, la biomasse sèche moyenne était de l'ordre de 717 kg/ha pour T2_{SRSC} et 250 kg/ha pour T1_{SRSC}, quantités beaucoup plus élevées que la première année mais demeurent trop faibles pour obtenir un taux de prélèvement important de métaux. En effet, selon Brown *et al.*, (1995), la production d'une faible biomasse et la croissance lente des plantes entravent l'obtention de haut taux de prélèvement de métaux et par conséquent prolongent la durée de la décontamination des sédiments. De plus, plusieurs autres facteurs peuvent affecter négativement la réussite de la phytoextraction de métaux à court terme (telle la texture sablonneuse du sol et la structure granulaire qui ne retiennent pas l'eau). En outre, la couche de surface des sédiments étendus sur le terrain contenait une croûte blanche de sel (Fig. 3.11). En fait, le sel a un effet inhibiteur sur la germination des plantes, ce qui peut expliquer la difficulté qu'a éprouvée la tanaïs pour germer et croître durant les 2 premières années.

Lors de la troisième année de végétation, le taux de colonisation mycorhizienne de la végétation T2_{SRSC} (graminées-légumineuses avec mycorhize) était de 65%. Cette nette amélioration par rapport à celle de la première année était visible sur le terrain. En effet, les parcelles cultivées avec T2_{SRSC} ont une meilleure surface de couverture végétale (90%). Par ailleurs, on peut observer une floraison et une hauteur des plants plus importantes par rapport aux parcelles couvertes par T1_{SRSC} (graminées-légumineuses sans mycorhize). Des études

antérieures (Perry et Amaranthus, 1990) menées sur des résidus miniers ont montré que des plantes inoculées avec des mycorhizes ont eu un meilleur taux de croissance que le témoin.

L'effet positif de la mycorhization sur la croissance des plantes T2_{SRSC} (graminées-légumineuses avec mycorhize) à la deuxième et la troisième année d'essai peut s'expliquer par l'absorption accrue d'éléments nutritifs par la plante, d'où une meilleure croissance et un meilleur rendement en matière sèche. Par exemple, plusieurs études ont montré que le phosphore (P), un élément majeur pour la croissance des plantes, contenu dans les sédiments, les sols et autres substrats, peut devenir plus disponible aux plantes grâce aux mycorhizes (Fortin *et al.*, 2008). De même, Zhu *et al.* (2001) ont trouvé que la biomasse aérienne et les racines de plants de trèfle mycorhizés avaient des concentrations en P plus élevées que les plants non inoculés. En effet, la colonisation des racines a pu atteindre une moyenne de 70% en 2009 (Vierheilig *et al.* 1998).

De plus, l'effet de l'ajout du compost à la deuxième année est un paramètre qui a amélioré le rendement. Ce fait a déjà été mis en évidence par les travaux de Casséus et Karam (2006). Sans oublier que, durant la deuxième année, le trèfle blanc et le trèfle rouge ont bien poussé et auraient permis un meilleur apport en azote (N) grâce au *rhizobium* (R) qui colonise leurs racines (Fig. 3.6).



Figure.3.6 Le *rhizobium* qui colonise les racines du trèfle blanc des traitements T1_{SRSC} et T2_{SRSC} dans les parcelles de sédiments de la rivière St-Charles.

L'analyse de variance (valeurs de F) montre un effet hautement significatif ($P < 0.01$) de l'ajout de mycorhizes sur la biomasse sèche de la végétation (deuxième et troisième années d'essai) et un effet significatif ($P < 0,05$) sur le prélèvement (rendement x concentrations) du Zn par la biomasse aérienne (deuxième année). La mycorhization a eu un effet bénéfique sur la croissance et le rendement du mélange de végétation (mélange Graminées-Légumineuses) dès la deuxième année d'essai. Cela s'est reflété positivement sur le taux de prélèvement de Zn. Il y a eu plus de Zn prélevé par le mélange de plants inoculés que par celles non inoculées. Il faut souligner que la concentration de Zn dans la biomasse des plants inoculés (en moyenne 860 mg/kg) était plus élevée que celle (en moyenne 576 mg/kg) de la biomasse des plants non inoculés (Tableau 3.2). Ce résultat est dû à la relation symbiotique entre les plantes et les mycorhizes dans le substrat. En effet, la colonisation des racines des plantes a pu atteindre, en moyenne, 35% en 2008 et 70% en 2009. Ces résultats sont accord avec ceux obtenus par Bradley *et al.* (1981), Gilden et Tinker (1983) et Giasson *et al.* (2005). En effet, en 2008, on a obtenu des valeurs de coefficients de corrélation simple (r) positives entre le rendement en matière sèche de la biomasse aérienne et la prélèvement du Zn ($r = 0,8543$, $P < 0,01$), et la colonisation des racines ($r = 0,8121$, $P < 0,01$) dans les parcelles T2_{SRSC} (rendement = 717 kg/ha, taux de colonisation = 35%), par comparaison aux parcelles T1_{SRSC} (rendement = 250 kg/ha; taux de colonisation = 5%) (Perry et Amaranthus, 1990). Ces résultats sont appuyés par les travaux de Mohammad *et al.* (1995) et Bi *et al.* (2003) concernant l'accumulation des métaux dans les graminées. Pour les autres métaux, les différences ne sont pas significatives.

Dans le cas de T3_{SRSC} (tanaïsie sans mycorhizes) et T4_{SRSC} (tanaïsie avec mycorhizes), l'effet de la mycorhization sur la croissance et le rendement en matière sèche de la tanaïsie n'est pas significatif ($F = 0.29$) de même pour les prélèvements des métaux par la tanaïsie. Ceci peut être expliqué par le fait que les mycorhizes n'ont pas été capables de se développer avec la tanaïsie. En plus, les faibles concentrations en métaux dans la biomasse aérienne de la tanaïsie peuvent être attribuées à la difficulté de croissance et de production de matière verte (biomasse) de la tanaïsie. Ces faibles concentrations et rendement peuvent être attribuables au phénomène d'exclusion des métaux par les racines et à la tolérance des plantes (Kabata-Pendias, 2001). Rappelons qu'à l'intérieur de la racine, le système vasculaire est protégé par

une couche cellulaire appelé l'endoderme. Ce dernier empêche le passage des substances toxiques des sédiments vers la racine. Par contre au stade jeune, les racines dépourvues d'un endoderme complètement développé permettent le passage d'importantes quantités de soluté (métaux lourds), vers le xylème (Huang et Van Steveninck, 1989; White, 2001). Il est évident que la tanaïsie est moins réfractaire que le mélange T1_{SRSC} contre les conditions toxiques du terrain a été mentionné que la tolérance des plantes aux contaminants varie d'une espèce à une autre (Ernst, 1996; Blaylock et Huang, 2000; McGrath et Zhao, 2003). En effet, la tanaïsie n'a pas pu s'établir sur les sédiments de la rivière St-Charles au terme de la troisième année (2009).

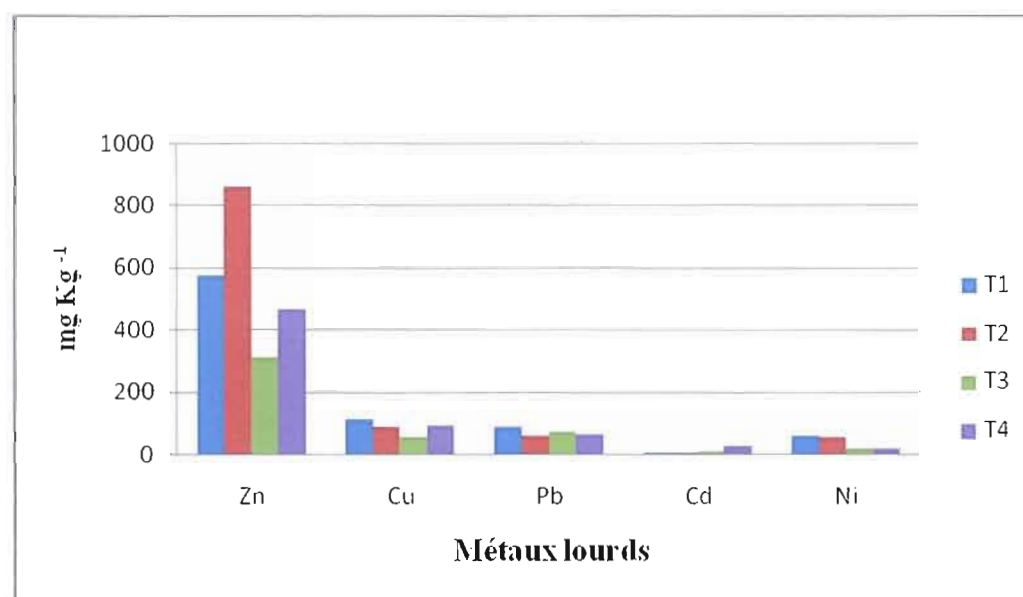


Figure 3.7 Concentrations des métaux lourds dans les parties aériennes des plantes en 2008.

Dégradation des HAP

Il est bien évident que le développement de la végétation, l'exposition prolongé à l'air libre ainsi que l'activité biologique des organismes présents dans les sédiments dragués, sont des facteurs responsables de la dégradation des HAP. La concentration totale moyenne a atteint pour atteindre 19 mg/kg en 2009 alors qu'elle était d'environ 204 mg/kg en 2007.

L'effet combiné de la végétation et de l'atténuation naturelle par photo-oxydation a joué un rôle important dans la dégradation des HAP. Le terme 'atténuation naturelle' regroupe tous les processus faisant intervenir les phénomènes de dispersion, dilution, adsorption, dégradation chimique ou biologique, ayant pour effet de réduire la masse, le volume, la concentration et biodisponibilité ou la toxicité d'un polluant (Pivetz, 2001). D'une part, il est connu que les plantes stimulent la dégradation des hydrocarbures dans les sols contaminés (Tesar *et al.*, 2002a), particulièrement dans la rhizosphère riche en microorganismes (Anderson *et al.*, 1993, cité dans de Curl et Truelove, (1986). Susarla *et al.* (2002) ont montré que l'implantation de la végétation dans les sols contaminés peut aussi aider au maintien de la structure du sol. Cela améliore la macroporosité et les échanges de gaz et de l'eau à travers la modification des propriétés physiques et chimiques des sols. Enfin, la photo-oxydation des HAP par les rayons solaires aurait aussi contribué à la dégradation des HAP.

III.2 Sédiments du port de Montréal (SPM)

III.2.1 Production en matière sèche des plantes, concentration des métaux dans la biomasse et prélèvements aériens.

III.2.1.1 Première année (2007)

Après environ 5 mois de l'ensemencement, la végétation cultivée sur les sédiments laissés à l'air libre pendant un an, a relativement bien poussé. La biomasse sèche moyenne a varié de 568 kg/ha pour T2_{SPM} (mélange Graminées-Légumineuses) à 262,4 kg/ha pour T1_{SPM} (mélange Graminées-Légumineuses avec mycorhizes). (voir annexe B)

A- Traitement T1_{SPM} (Graminées-légumineuses avec mycorhize)

Après 5 mois de l'ensemencement, environ 50% de la superficie des parcelles étaient couvertes d'une végétation. Les graminées ont poussé avec une hauteur des plantes qui a atteint 10 cm. Le rendement en matière sèche au terme de la première année a atteint un maximum de 450 kg/ha avec une moyenne des parcelles de l'ordre de 262 kg/ha. Le pH des sédiments des parcelles cultivées avec T1_{SPM} était alcalin (7,1) et la teneur en matière organique est de 11%. Les valeurs de l'indice de biodisponibilité des métaux varient de 2 mg/kg pour le Cd à 2228 mg/kg pour le Cu (Tableau 3.8)

Les plants inoculées avec les mycorhizes ont pu accumuler en moyenne 180 mg/kg de Cu, 71 mg/kg de Zn, 57 mg/kg de Mn, 8,3 mg/kg de Pb, 8,6 mg/kg de Cd et 28 mg/kg de Ni (Tableau 3.9). La translocation aérienne des métaux était très faible à cause de la faible biomasse: 2,8 mg de Zn, 4,3 mg de Cu, 1,5 mg de Mn, 0,3 mg de Pb, 0,2 mg de Cd et 0,8 mg de Ni.

B) Traitement T2_{SPM} (Graminées-légumineuses)

Le tableau 3.8 présente les données de la caractérisation des parcelles traitées par T2_{SPM} après 5 mois de la mise en végétation. Le pH est basique (7,1) et la teneur en matière organique est de 15%. Les valeurs de l'indice de biodisponibilité des métaux apparaissent dans le même tableau. Ces valeurs varient de 2 mg/kg pour le Cd à 1934 mg/kg pour le Cu, indiquant une très forte teneur en métaux phytodisponibles.

Après la première année, environ 35% de la superficie des parcelles était couverte de plantes. La hauteur des plants a atteint 8 à 10 cm. Le rendement en matière sèche a atteint un maximum de 74 kg/ha avec une moyenne des parcelles de l'ordre de 57 kg/ha.

Les concentrations moyennes des métaux dans les plants sont : 270 mg/kg de Cu, 97 mg/kg de Zn 84 mg/kg de Mn, 12 mg/kg de Pb, 6,5 mg/kg de Cd et 40 mg/kg de Ni (Tableau 3.9). Le déplacement aérien des métaux était très faible en conséquence de la faible biomasse : 1,6 mg de Cu, environ 0,5 mg de Zn et de Mn et des quantités inférieures à 0,1 mg de Cd, Ni et Pb.

C) Traitement T3_{SPM} (Tanaïsie avec mycorhize).

À la fin de la saison de végétation, 15% environ de la superficie des parcelles était couverte de plants de tanaïsie. Les plants transplantés et inoculés ont bien poussé, atteignant environ 60 cm de hauteur. Le rendement en matière sèche a atteint un maximum de 274 kg/ha avec une moyenne des parcelles de l'ordre de 159 kg/ha.

Le pH des parcelles traitées par T3_{SPM} après 5 mois de la mise en végétation est alcalin (7,1) et la teneur en matière organique est de 13,7 %. Les valeurs de l'indice de biodisponibilité des métaux varient de 2 mg/kg pour le Cd à 1725 mg/kg pour le Cu, indiquant une très forte teneur en métaux phytodisponibles. (Tableau 3.8).

Les plants de tanaïsie inoculés avec les mycorhizes ont accumulé en moyenne 161 mg/kg de Cu, 138 mg/kg de Zn, 158 mg/kg de Mn, 8,4 mg/kg de Pb, 23 mg/kg de Ni et 5 mg/kg de Cd

(Tableau 3.9). À cause de la très faible biomasse aérienne, le prélèvement du Cd, Ni et Pb est inférieur à 1 mg/m^2 . Cependant, le prélèvement du Cu est de $2,3 \text{ mg/m}^2$, similaire aux prélèvements de Mn et du Zn qui sont respectivement de l'ordre de $2,7$ et $2,4 \text{ mg/m}^2$.

D) Traitement T4_{SPM} (Tanaïsie)

Les données de la caractérisation des parcelles cultivées avec T4_{SPM} après 5 mois de la mise en végétation, indiquent un pH de 7,2 et une teneur en matière organique de 13 %. Les valeurs de l'indice de la biodisponibilité des métaux varient de $2,4 \text{ mg/kg}$ pour le Cd à 1779 mg/kg pour le Cu.

À la fin de la période de croissance (5 mois), environ 15% de la superficie des parcelles étaient couvertes de plants de tanaïsie. La hauteur des plants a atteint en moyenne 60 cm. Le rendement en matière sèche a atteint un maximum de 265 kg/ha avec une moyenne des parcelles de l'ordre de 201 kg/ha .

Les plants ont pu extraire en moyenne 206 mg/kg de Cu, 128 mg/kg de Zn, 140 mg/kg de Mn, 7 mg/kg de Pb, 40 mg/kg de Ni et $1,4 \text{ mg/kg}$ de Cd (Tableau 3.9). À l'exception du prélèvement du Cu qui est d'environ 4 mg/m^2 , le prélèvement du Cd, Ni et Pb est inférieur à 1 mg/m^2 . Cependant, le prélèvement du Zn est de 3 mg/m^2 et le prélèvement de Mn est de l'ordre de 3 mg/m^2 . Ce faible taux de prélèvements est la conséquence de la faible biomasse aérienne.

Tableau 3.8 Caractérisation des sols des cinq parcelles cultivées avec T1_{SPM}, T2_{SPM}, T3_{SPM} et T4_{SPM}; et le rendement en matière sèche de la biomasse aérienne à la première année (octobre 2008).

Variable	Moyenne T1 _{SPM}	Moyenne T2 _{SPM}	Moyenne T3 _{SPM}	Moyenne T4 _{SPM}
pH (sédiment)	7,10	7,2	7,2	7,2
Mo (sédiment %)	11	15	13,7	13
Biomasse (kg/ha)	262	57	159	200
Indice de Biodisponibilité* des métaux dans les sédiments des parcelles T4 (mg/kg)				
Zn-M3	285	286	265	247
Cu-M3	2228	1934	1725	1779
Mn-M3	98	97	90	87
Pb-M3	6,2	6	7,7	7
Cd-M3	2	2	2	2,5
Ni-M3	324	391	269	255

*M3 : (Mehlich, 1984).

Tableau 3.9 Concentration (mg/kg) des métaux dans la biomasse aérienne sèche des parcelles cultivées avec T1_{SPM}, T2_{SPM}, T3_{SPM} et T4_{SPM} à la première année (octobre 2008).

Variable	Moyenne T1 _{SPM}	Moyenne T2 _{SPM}	Moyenne T3 _{SPM}	Moyenne T4 _{SPM}
Zn	71	97	138	128
Cu	180	270	161	206
Mn	57	84	158	139
Pb	8,3	12	8,4	7
Cd	8,6	6	5,3	1,4
Ni	28	40	23,4	40,2

III.2.2. Deuxième années (octobre 2009)

B-1 Traitement T1_{SPM}

Après 5 mois du deuxième ensemencement, environ 70% de la superficie des parcelles étaient couvertes d'une végétation. La hauteur des les graminées a atteint 12 cm. Le rendement en matière sèche au terme la première année a atteint un maximum de 1010 kg/ha avec une moyenne des parcelles de l'ordre de 450 kg/ha.

Les plantes inoculées avec les mycorhizes ont pu accumuler en moyenne 160 mg/kg de Cu, 53 mg/kg de Zn, et 22,1 mg/kg de Ni. La biomasse a pu prélever 2,8 mg de Zn, 6,2 mg de Cu, et 0,7 mg de Ni. (Tableau 3.10, 3.11)

B-2 Traitement T2_{SPM}

En octobre 2009, environ 60% de la superficie des parcelles était couverte de plantes de 8 à 10 cm de hauteur. Le rendement en matière sèches a atteint un maximum de 280 kg/ha avec une moyenne des parcelles de l'ordre de 205 kg/ha.

Les plantes ont pu accumuler en moyenne, 160 mg/kg de Cu, 63 mg/kg de Zn et 15 mg/kg de Ni. Le prélèvement aérien des métaux était de 3,4 mg de Cu, 1 mg de Zn et de 0,3 mg de Ni.

B-3 Traitement T3_{SPM}

À la fin de la saison de végétation 2009, 70% environ de la superficie des parcelles était couverte de plants de tanaïsie atteignant environ 80 cm de hauteur. Le rendement en matière sèche a atteint un maximum de 680 kg/ha avec une moyenne des parcelles de l'ordre de 310 kg/ha. Les plants de tanaïsie inoculés avec les mycorhizes ont accumulé en moyenne 90 mg/kg de Cu, 161 mg/kg de Zn, et 15 mg/kg de Ni. Le prélèvement du Cd, Ni et Pb est inférieur à 1 mg. Cependant, le prélèvement du Cu est de 3 mg et celui du Zn est de l'ordre de 4,7 mg.

D) Traitement T4_{SPM}

À la fin de la saison de végétation 2009, 70% environ de la superficie des parcelles T4_{SPM} était couverte de plants de tanaïsie de 80 cm de hauteur. Des nouvelles pousses ont également germé de 5 cm de hauteur.

Le rendement en matière sèche a atteint un maximum de 1130 kg/ha avec une moyenne des parcelles de l'ordre de 600 kg/ha. Les biomasses aériennes des plants de tanaïsie inoculés avec les mycorhizes ont accumulé en moyenne 60 mg/kg de Cu, 130 mg/kg de Zn, et 30 mg/kg de Ni. Le prélèvement du Cd et Pb est inférieur à 1 mg. Cependant, le prélèvement du Cu est de 3,4 mg, le prélèvement du Zn est de l'ordre de 7,3 mg et celui de Ni est d'environ 2,1 mg.

Tableau 3.10 Caractérisation des sols des cinq parcelles cultivées avec T1_{SPM}, T2_{SPM}, T3_{SPM} et T4_{SPM}; et le rendement en matière sèche de la biomasse aérienne à la deuxième année (octobre 2009).

Variable	Moyenne T1 _{SPM}	Moyenne T2 _{SPM}	Moyenne T3 _{SPM}	Moyenne T4 _{SPM}
pH (sédiment)	7,1	7,2	7	7,2
Mo (sédiment %)	11	15	14	13
Biomasse (kg/ha)	450	205	310	600

Tableau 3.11 Concentration (mg/kg) des métaux dans la biomasse aérienne sèche des parcelles cultivées avec T1_{SPM}, T2_{SPM}, T3_{SPM} et T4_{SPM} à la deuxième année (octobre 2009).

Variable	Moyenne T1 _{SPM}	Moyenne T2 _{SPM}	Moyenne T3 _{SPM}	Moyenne T4 _{SPM}
Zn	53	63	161	130
Cu	160	160	90	60
Pb	0	1	1	1
Cd	1	0	1	1
Ni	22	15	15	30

III.2.3 Les métaux lourds

Le tableau 3.12 montre les concentrations moyennes en métaux lourds (Cu, Cd, Ni, Mn, Pb, Zn) dans SPM.

La concentration des contaminants des sédiments SPM dépasse le critère de l'Annexe 1 («D») du règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (MDDEP, 2010) en Cu déterminé à 2500 mg kg⁻¹ avec une concentration moyenne d'environ 8006 mg kg⁻¹. De plus, la concentration du Ni dépasse le critère C avec 881 mg kg⁻¹. De même, la concentration moyenne du Zn du sédiment est d'environ 1051 mg kg⁻¹ et se situe dans la plage B-C.

Tableau 3.12 Concentrations (mg/kg) moyennes des métaux lourds dans les sédiments SPM après leur mise en végétation et classement selon la norme du ministère MDDEP (2010).

	Moyenne	Minimum	Maximum	Critères (MDDEP, 2010)
Cu	8006	7150	9410	D
Cd	8	5,92	26	B-C
Mn	924	899	11062	A-B
Ni	881	863	1076	C-D
Pb	467	250	615	A-B
Zn	1051	999	1335	B-C

La figure 3.8 illustre les fractions assimilables ou biodisponibles de chaque métal pouvant être assimilées par les plantes. Rappelons que la fraction assimilable par la plante varie d'un métal à un autre et change en fonction des caractéristiques intrinsèques du sol (McLaren et Crawford, 1973; Schuman, 197; Peters., 1999; Schnoor, 2000; McLaughlin, 2001; Chaignon *et al*, 2002).

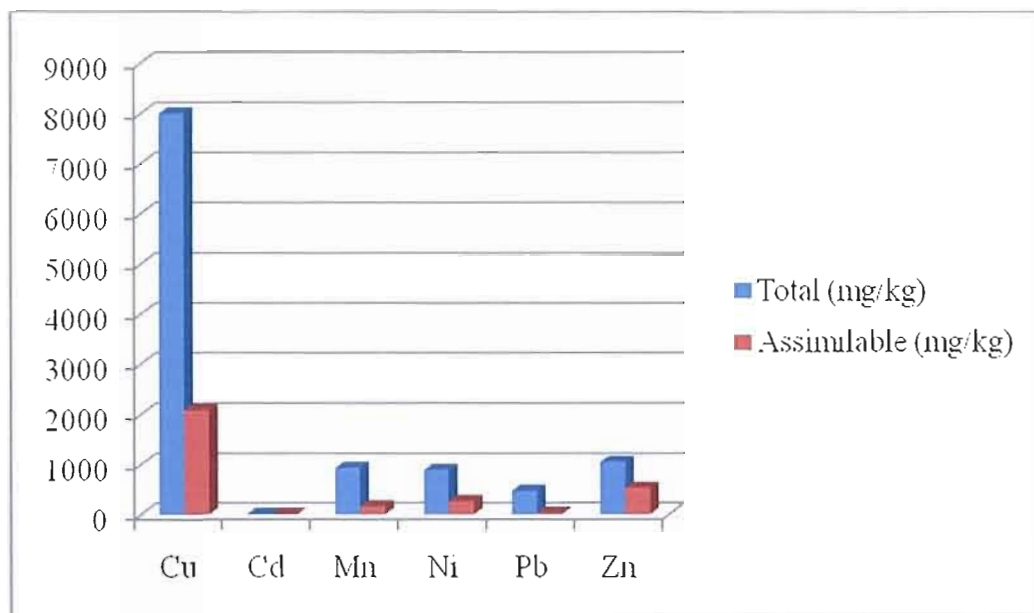
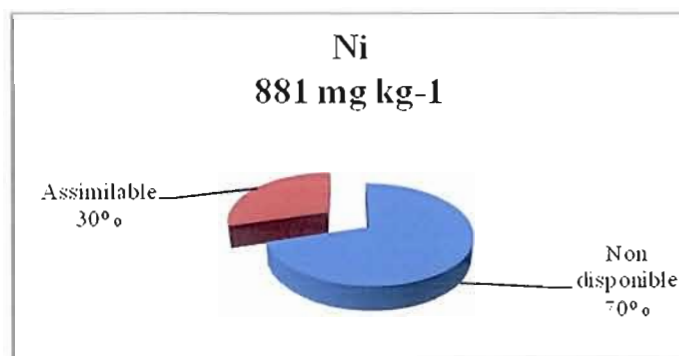


Figure 3.8. Concentrations de métaux lourds totaux et assimilables dans les sédiments du port de Montréal (SPM) (CEAEQ, 2007a; 2007b).

La figure 3.9 montre le pourcentage de chaque métal disponible pour les plantes. Donc il est à remarquer que 50% du Zn et du Cd total sont disponibles pour la phytoextraction. La fraction du Ni disponible est d'environ 30% du Ni total contre 17% pour le Mn. Enfin, seulement 5% Pb est assimilable.



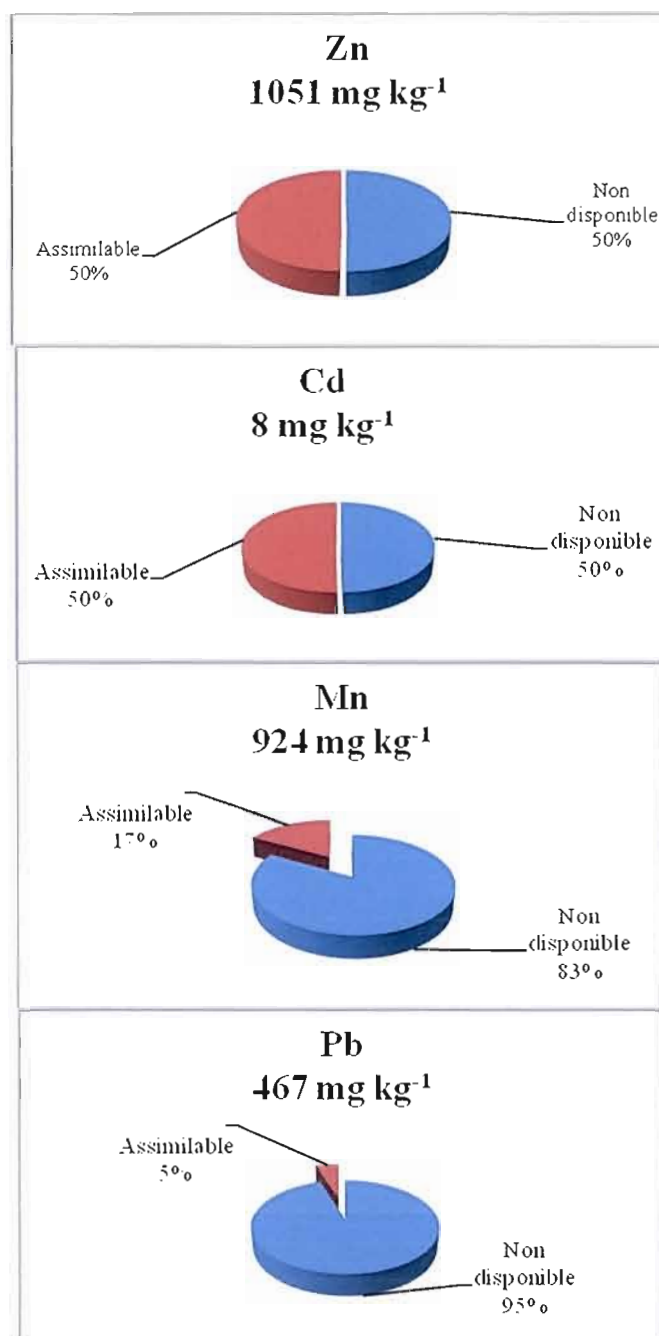


Figure 3.9 Concentrations moyennes des métaux lourds dans les parcelles de sédiments du port de Montréal (SPM) et pourcentage des fractions de métaux assimilables (CEAEQ, 2007a; 2007b).

Le cuivre

Le cuivre se distingue des autres métaux dans les sédiments SPM. En effet, le Cu est considéré comme la problématique principale des sédiments SPM. En fait, le Cu avec 8006 mg/kg de concentration moyenne constitue le contaminant principal de ce sédiment et dépasse le critère «D» du MDDEP (2500 mg/kg). Dans le sol, 26% du cuivre total peut être prélevé par les plantes.

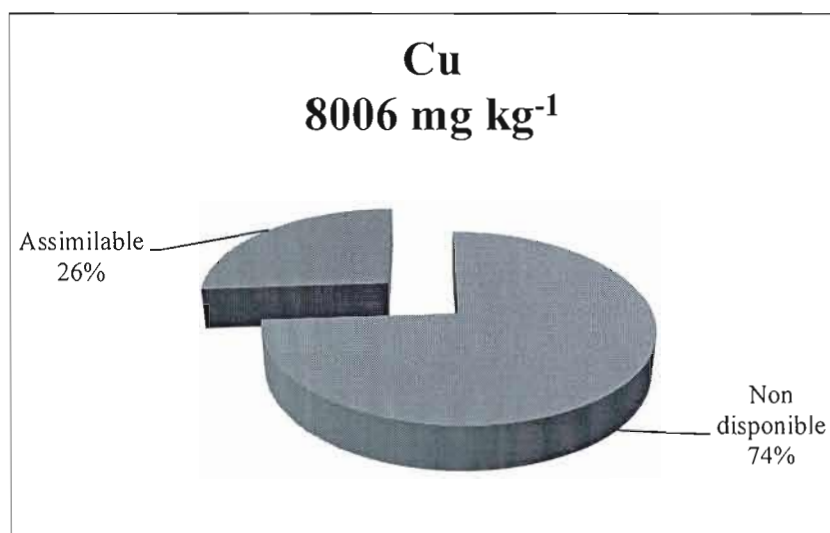


Figure 3.10 Concentrations moyennes du Cu dans les parcelles de sédiments du port de Montréal (SPM) et pourcentage de la fraction de Cu assimilable (CEAEQ, 2007a; 2007b).

III.2.4. Discussion SPM

Effet des mycorhizes sur la biomasse et l'accumulation des métaux

A- Traitement T1_{SPM} (Graminées-Légumineuses avec mycorhizes) et T2_{SPM} (Graminées-Légumineuses sans mycorhizes)

a) La biomasse

En 2008, l'analyse de variance concernant la biomasse des traitements T1_{SPM} et T2_{SPM} indique un effet significatif ($P < 0,05$) de la mycorhization sur le rendement en biomasse sèche des plantes. Le poids moyen de la biomasse aérienne des plantes inoculées (262 kg/ha) était largement supérieur à celui de la biomasse des plantes non inoculées (57 kg/ha²). Ce résultat était confirmé en 2009, avec un poids moyen de la biomasse aérienne des plantes inoculées de (450 kg/ha) contre (205 kg/ha) pour les plantes non inoculées.

b) Le prélèvement des métaux

Bien que les plants du mélange graminées-Légumineuses non inoculées (T2_{SPM}) contenaient plus de Cu dans la biomasse (270 mg/Kg) que celles inoculées (180 mg/kg) en 2008 et en 2009 (53 mg/kg pour T1_{SPM}, 63/mg kg pour T2_{SPM}), les valeurs entre concentrations de Cu dans les plantes avec mycorhizes et concentrations de Cu dans les plantes sans mycorhizes ne sont pas significativement différentes entre elles. Par contre, l'effet de la mycorhization sur le prélèvement (concentration X biomasse) a été significatif. Il y a eu une quantité prélevée plus élevée dans le cas des plantes inoculées (450 kg/ha) que dans celles non inoculées (205 Kg/ha). Cela va de soi puisque le rendement était largement supérieur dans le cas des plantes inoculées.

En 2008, le même résultat a été observé pour le Cd : les valeurs entre les concentrations de Cd dans la biomasse ne sont pas significativement différents (même si la valeur moyenne de la concentration de Cd dans la biomasse avec mycorhizes est supérieure à celle sans mycorhizes). Toutefois, le taux prélèvement de Cd par les plantes inoculées est

significativement plus élevé que celui des plants sans mycorhize. Finalement, en 2008 et en 2009 aucune différence significative n'est ressortie avec Zn, Mn, Pb et Ni.

Sur les parcelles SPM, la mycorhisation a eu un effet bénéfique sur la croissance et le rendement du mélange de végétation (Graminées-légumineuses). Cela s'est reflété positivement sur le taux de prélèvement de Cu et de Cd. Il y a eu plus de Cu et de Cd prélevées par le mélange de plantes inoculées que par celles non inoculées. Ce résultat est confirmé par notre évaluation de la colonisation des racines par les mycorhizes selon le protocole de (Vierheilig et *al.* 1998). En effet, la colonisation des racines a pu atteindre 45% en moyenne des racines de plantes.

B) Traitement T3_{SPM} (Tanaïsie avec mycorhize) et T4_{SPM} (Tanaïsie)

a) La biomasse

En 2008 et en 2009, l'interprétation de l'analyse de variance concernant la biomasse des traitements T3_{SPM} et T4_{SPM}, montre que : bien que la moyenne du poids de la biomasse aérienne de la tanaïsie sans mycorhizes (201 kg/ha et 600 Kg/ha) soit supérieure à celle de la tanaïsie avec mycorhizes (159 kg/ha et 310 kg/ha), cette différence n'est statistiquement pas différente au niveau de probabilité de 5%. En d'autres termes, il n'y a aucune différence significative dans les biomasses entre les tanaïsses, avec ou sans mycorhizes

b) Prélèvement des métaux

La mycorhization n'a eu aucun effet significatif sur le taux de prélèvement (i.e. accumulation) en Cu de la biomasse sèche. Cela signifie que, malgré que la moyenne du prélèvement en Cu de la biomasse aérienne de la tanaïsie sans mycorhizes (4,29 g/m²) en 2008 soit supérieure à celle de la tanaïsie avec mycorhizes (2,39 g/m²), cette différence n'est

statistiquement pas différente au niveau de probabilité de 5%. En d'autres termes, il n'y a aucune différence significative dans les prélèvements aériens en Cu, avec ou sans mycorhizes. Pour Zn, Mn, Pb, Cd et Ni, aucune différence significative n'est ressortie avec les taux de prélèvement et ce durant les deux saisons de croissance.

En conclusion, dans les parcelles traitées par la tanaïsie avec (T3_{SPM}) et sans mycorhizes et (T4_{SPM}), la mycorhisation n'a eu aucun effet bénéfique sur la croissance et le rendement de la tanaïsie. Cela s'est reflété sur le taux de prélèvement des métaux. Il n'y a eu aucune différence significative entre les taux de prélèvement des plantes, avec ou sans *Glomus* et ce, malgré le fait que le taux de prélèvement observé de tous les métaux était plus élevé chez la tanaïsie sans mycorhizes.

III.3 Discussion générale

Il est normal que le taux de couverture végétale soit très faible durant les 2 premières années des essais (SRSC et SPM) en raison de la très forte contamination mixte, en plusieurs métaux lourds et en HAP. En premier lieu, les plantes devaient s'adapter aux conditions adverses du milieu de croissance.

D'une manière générale, les plantes cultivées sur les sédiments du port de Montréal (SPM) se sont mieux établies durant les deux saisons de végétation (mai – octobre 2008 et mai – octobre 2009) que celles cultivées sur les sédiments St-Charles (SRSC) durant trois saisons de croissance, mai – octobre 2007 et mai – octobre 2008. Toutefois sur les sédiments SPM, le développement de la tanaïsie était remarquable, puisque les plantes ont atteint en moyenne 80 cm de hauteur. Ce résultat peut être attribuable aux propriétés fertilisantes des sédiments SPM. D'une part, ces sédiments sont plus riches en matière organique (11,5%) que le sédiment SRSC (5%), et d'autre part, contiennent beaucoup moins de sels nocifs (NaCl) pour la croissance des plantes. Les sels accumulés sur la surface des sédiments SRSC formaient une croûte blanche visible à l'œil (Fig. 3.11).



Figure 3.11. Croûtes de sels déposées sur les parcelles des sédiments de la rivière St-Charles SRSC.

En fait, le sel en concentration élevée dans un sol, il cause une altération primaire d'origine saline et inhibe la croissance des plantes. De plus, le sel cause à la plante un stress osmotique (carence physiologique) suite à la baisse de la tension de l'eau externe en dessous de celles des cellules végétales (Ehrler, 1960). Le sel cause aussi un stress par carence car la plante éprouve des difficultés à absorber les nutriments qui se trouvent liés en concurrence avec des ions salins (Cl, Na.) (Zhukovskaya, 1962).

En 2009, les plants de tanaïsie cultivés sur les sédiments SRSC n'ont pas pu se développer (taux de survie = 0%) adéquatement où la croissance de la plante était complètement inhibée. Dans les sédiments SPM, la texture argileuse a joué un rôle important, elle permet une meilleure structure par formation d'agrégats qui favorisent une meilleure rétention d'eau dans le substrat et une meilleure aération.

Aussi il est bien notable qu'au terme de l'année 2009 (cas des sédiments SRSC), une sélection naturelle s'est produite parmi les plantes. En effet, les légumineuses comme le trèfle blanc et le trèfle rouge se sont mieux développées que les graminées sur les sédiments SRSC. Toutefois, sur les sédiments SPM, c'est le développement de la tanaïsie a été remarquable, puisque les plants ont atteint en moyenne 80 cm de hauteur.

Il est à signaler aussi, que nous avons observé en octobre 2009, un taux de couverture végétale plus importante que celle obtenue durant les années 2007 et 2008 (Fig. 3.12, Fig. 3.13 et Fig. 3.14). De plus, nous avons observé une croissance et un établissement d'autres espèces végétales indigènes aux terrains avoisinants (Fig.3.15). Cette observation laisse indiquer que les sédiments peuvent devenir un substrat de culture supportant une végétation à long terme, d'où l'intérêt de la phytorestauration à long terme. Il y a donc intérêt d'inclure ces espèces dans un programme durable de phytoremédiation des sédiments.

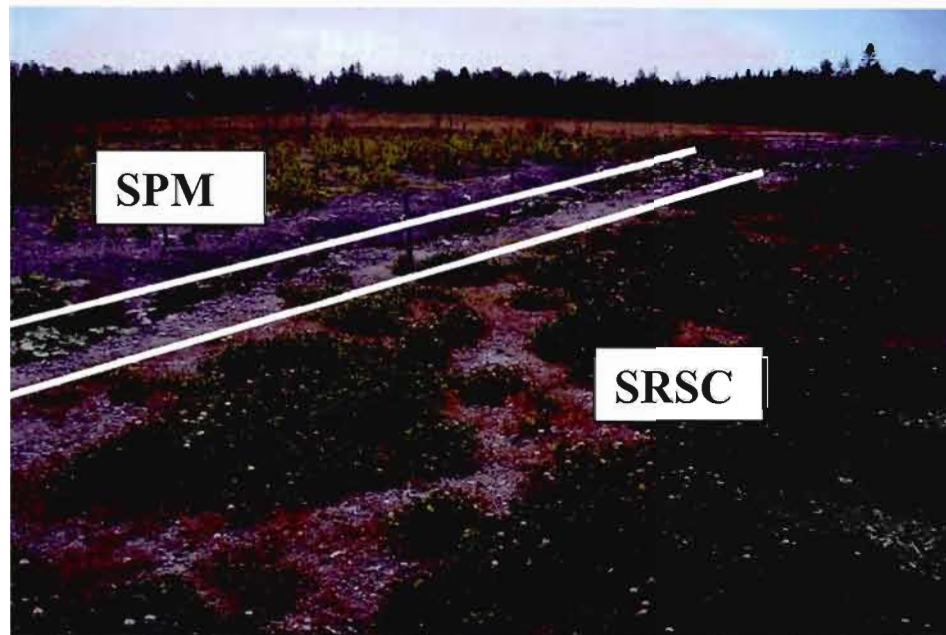


Figure 3.12. Végétation développée sur les sédiments de la rivière St Charles (SRSC) et sur les sédiments du port de Montréal (SPM), en septembre 2009.



Figure 3.13. Végétation des traitements $T1_{SRSC}$ et $T2_{SRSC}$ développée sur les sédiments de la rivière St Charles (SRSC), en septembre 2009.



Figure 3.14. Végétation du traitement T3_{SPM} (tanaisie vulgaire inoculée) développée sur les sédiments du port de Montréal SPM, en septembre 2009.



(A)



(B)

Figure 3.15. Espèces végétales provenant des terrains avoisinants (A, B).

Lors de cette étude, il a été mentionné que l'exposition prolongée à l'air libre sous l'action des facteurs naturels tels les rayons de soleil et l'air, ainsi que la mise en végétation des sédiments SRSC permettent une dégradation des HAP (Susarla *et al.* 2002). Il est connu que la phytoremédiation des sédiments contaminés aux HAP consiste à de nombreux processus et interactions complexes entre végétation, flore microbienne, sols et contaminants, à la fois dans la plantes et dans la rhizosphère (Huang *et al.*, 2004).

Au terme de cette étude, nous avons mis en évidence la possibilité du développement d'un couvert végétal sur les sédiments dragués et de l'accumulation en métaux lourds dans leur biomasse aérienne. Toutefois, les plantes ont une limite d'action. En effet, les plantes ne peuvent pas extraire les fractions de métaux résiduelles (Salomans et Forstner, 1980), celle adsorbées par les oxydes (Fe ou Mn) ou celles incorporées dans la structure des carbonates par co-précipitation (Kabata-Pendias, 2001). De plus, les saisons de courte période d'ensoleillement et de pluies abondantes ne sont pas propices à un développement rapide de la végétation. Le développement d'un couvert végétal dépend fortement des aléas climatiques (les saisons, sécheresse, inondation, etc.), des conditions du terrain (édaphiques) et des caractéristiques intrinsèques du substratum (Cunningham et Ow, 1996; Ernst, 1996; Robinson *et al.*, 2003). De plus, les sédiments contiennent plusieurs composantes qui peuvent faire obstacle à leur établissement et à fournir une biomasse aérienne importante dont dépend le succès de la phytoextraction des métaux. En effet, les parcelles de sédiments contenaient des cailloux, des blocs et des galets (Fig. 3.16). On y trouve également des objets métalliques tels outils, vis et morceaux de métal (Fig. 3.17), qui sont des sources permanentes de libération des métaux lourds par altération chimique par hydrolyse. Des déchets plastiques et de verres étaient également présents.



(A)



(B)

Figure 3.16. Bloc de pierres (A) et Galets (B) dans les parcelles des sédiments du port de Montréal (A) et de la rivière St Charles (B).



(A)



(B)



(C)



(D)

Figure 3.17. Objets métalliques (A, B, C) et déchets plastiques (D) rencontrés dans les parcelles des sédiments SRSC et SPM.

L'effet des mycorhizes a été bénéfique sur la croissance des plantes. Cette observation est en accord avec des études antérieures qui ont montré que des plantes inoculées avec des mycorhizes ont eu un meilleur taux de croissance que le témoin, sur des résidus miniers (Perry et Amaranthus, 1990).

Finalement, l'effet de l'ajout du compost est un paramètre qui a amélioré le rendement. Ce résultat est en accord avec plusieurs travaux antérieurs (Houtin et al. 1995; Fortin et Karam, 1998; Casséus et Karam, 2006).

III.3. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Au terme de cette étude, nous avons mis en évidence la possibilité du développement d'un couvert végétal sur les sédiments dragués et de l'accumulation de métaux lourds dans leur biomasse aérienne. Toutefois, les plantes ont une limite d'action. Cette observation laisse indiquer que les sédiments peuvent devenir un substrat de culture supportant une végétation, d'où l'intérêt de la phytorestauration à long terme. Lors de cette étude, il a été mentionné que l'exposition prolongée à l'air libre sous l'action de facteurs naturels tels les rayons de soleil et l'air, ainsi que la mise en végétation des sédiments SRSC permet la dégradation des HAP. L'effet des mycorhizes et de l'ajout de compost ont été bénéfiques sur la croissance des plantes.

Il est recommandé pour des essais futurs, un prétraitement des sédiments avant leur mise en culture. En effet, un tamisage des sédiments ou bien un dépierrage en utilisant l'équipement approprié, peut diminuer considérablement leur pierrosité et éliminer un volume important de la fraction particulaire de métaux lourds. De plus, l'ajout d'amendements organiques en quantité importante lors de l'épandage peut améliorer les caractéristiques intrinsèques du substrat et favoriser un meilleur établissement de la végétation. Finalement, favoriser une biodiversité végétale est important pour assurer une meilleure couverture végétale.

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AAJJANE, A. 1997. « Chimie du phosphore dans un résidu minier sulfureux recevant de la chaux, des engrais phosphatés et des amendements organiques ». Thèse de doctorat, Québec, Université Laval, 124 p.
- AGENCE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA MAÎTRISE DE L'ÉNERGIE, 2006. « Traitement biologique des sols pollués : recherche et innovation ». Étude réalisée pour le compte de l'ADEME par l'ADIT - Société Nationale d'Intelligence Stratégique, Angers, 76p.
- ALVA, A.K., HUANG, B. et PARAMASIVAM, S. 2000. « Soil pH affects copper fractionation and phytotoxicity ». *Soil Sciences Society of America Journal*, 64:955-962.
- ANDERSON, T.A., GUTHRIE, E.A. et WALTON, B.T. 1993. « Bioremediation in the rhizosphere ». *Environmental Science and Technology*. 27: 2630-2636.
- ALLOWAY, B.J. 1990. « Soil processes and behaviour of metals ». dans: B.J. Alloway (éd.), *Heavy Metals in Soils*, John Wiley & Sons Inc., New York, 7-28.
- ARIENZO, M., ADAMO, P. et COZZOLINO, V. 2004. « The potential of *Lolium perenne* for revegetation of contaminated soil from a metallurgical site ». *Science of Total Environment*, 319: 13-25.
- AZADPOUR, A. et MATTHEWS, J. E. 1996. « Remediation of metals-contaminated sites using plants ». *Remediation*, 1996; 1-18.
- BANKS, M.K., LEE, E. et SCHWAB, A.P. 1999. « Evaluation of dissipation mechanisms for benzo[a]pyrene in the rhizosphere of tall fescue ». *Journal of Environmental Quality*, 28: 294-298.
- BAÑUELOS, G.S., SHANNON, M.C. AJWA, H. DRAPER, J.H. JORDAHL, J. et LICHT, L. 1999. « Phytoextraction and accumulation of boron and selenium by poplar (*Populus*) hybrid clones ». *International Journal of Phytoremediation*. 1: 81-96.

- BAKER, D.E. 1990. « Copper ». Dans: Alloway B.J. (éd.), *Heavy Metals in Soils*, John Wiley & Sons, Inc., New York, p.151-176.
- BI, Y. L., LI, X., CHRISTIE, P., HU, Z.Q., et WONG, M.H., 2003. « Growth and nutrients uptake of arbuscular mycorrhizal maize in different depth of soil overlying coal fly ash ». *Chemosphere*, 50:863-869.
- BLAYLOCK, M.J. ET HUANG, J.W. 2000. « Phytoextraction of metals. Dans: Raskin, I. et Ensley, B.D. (éd.), *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment*, John Wiley & Sons Inc., New York, p.53-70
- BRAMAO, D.L. et RIQUEIR, J. 1968. « Characteristics of the organic matter in the major soils of the world and its importance to soil fertility ». Dans: Pontificia Academia Scientiarum (éd.), *Organic Matter and Soil Fertility*, Wiley & Sons Inc., New York, p. 44-53.
- BOLAN, N.S. 1991. « A critical review on the role of mycorrhizal fungi in the uptake of phosphorus by plants ». *Plant Soil*, 134: 189-207.
- BRADLEY, R., BURT, A. et READ, D.J. 1981. « Mycorrhizal infection and resistance to heavy metals toxicity to *Calluna Vulgaris* ». *Nature*. 292, p.335-337.
- BRENNAN, M.A. et SHELLEY, M.L. 1999. « A model of the uptake, translocation, and accumulation of lead (Pb) by maize for the purpose of phytoextraction ». *Ecological Engineering*, 12, p.271-297.
- BRIGGS, G.G., BROMILOW, R.H. et EVANS, A.A. 1982. « Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionized chemicals by barley ». *Pesticide Science*, 13, p. 495-504.
- BROWN, S.L., CHANEY, R. L., ANGLE, J. S. et BACKER, A. J. M. 1995. « Zinc and Cadmium contaminated Uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* grown in nutriment solution ». *Soil Science society of American Journal*. 59, p. 125-133.
- BURKEN, J., ROSS, C., HARRISON, L., MARSH, A., ZETTERSTROM, L. et GIBBONS, J. 2001. « Benzene toxicity and removal in laboratory phytoremediation studies ». *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*. 5: 161- 171.

- BURKEN, J.G. et SCHNOOR, J.L., 1996. « Phytoremediation: plant uptake of atrazine and role of root exudates ». *Journal of Environmental Engineering*, 122: 958-963.
- CASSÉUS, L.M.C. et KARAM, A. 2006. « Uptake of zinc and manganese by ryegrass grown on contaminated sediment as affected by addition of compost and chelating agent », p. 739-748. Proceedings of the 31st Annual Meeting & Conference of the Canadian Land Reclamation Association (CLRA) and the 9th Meeting of the International Affiliation of Land Reclamationists (IALR). Reclamation and Remediation: Policy to Practice. (éd. CLRA), Ottawa, Ontario, Canada.
- CAVALLARO, N. et MCBRIDE, M.B. 1980. « Activities of Cu²⁺ and Cd²⁺ in soil solutions as affected by pH ». *Soil Science Society of American Journal*, 44 : 729-732.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, 2007a. « Détermination des métaux : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon ». *MA. 200 – Mét. 1.1, Rév. 4*, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2007, 34 p.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, 2007b. « Détermination des métaux assimilables : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon », *MA. 200 – Mét. Ass. 1.0, Rév. 3*, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2007, 14 p.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, 2008a. « Détermination des métaux dans l'eau : méthode par spectrométrie au plasma d'argon ». *MA. 203 – Mét. 3.2, Rév. 2*, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2008, 19 p.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, 2008b « Détermination du pH : méthode électrométrique ». *MA. 100 – pH 1.1, Rév. 1*, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2008, 12 p.

- CHANEY, R. L. 1983. « Plant uptake of inorganic waste constituents ». p. 50-96. Dans Parr, J.F, Marsh, P. B. et Kla, J. M (éd) *Land Treatment of Hazardous Wastes*. Noyes Data Corp., Park Bridge (NJ).
- CHAIGNON, V., BEDIN, F. ET HINSINGER, P. 2002A. « Copper bioavailability and rhizosphere pH changes as affected by nitrogen supply for tomato and oilseed rape cropped on an acidic and a calcareous soil ». *Plant and Soil*. 243: 219-228.
- CHÁVEZ-GÓMEZ, B., R. QUINTERO, F. ESPARZA-GARCÍA, A..M. MESTA-HOWARD, F.J. ZAVALA DÍAZ DE LA SERNA, C.H. HERNÁNDEZ-RODRÍGUEZ, T. GILLÉN, H.M. POGGI-VARALDO, J. BARRERA-CORTÉS, et R. RODRÍGUEZ-VÁZQUEZ. 2003. « Removal of phenanthrene from soil by co-cultures of bacteria and fungi pregrown on sugarcane bagasse pith ». *Bioresource Technology*, 89: 177-183.
- CHIOU, C., SHENG, G. et MANES, M. 2001. « A partition-limited model for the plant uptake of organic contaminants from soil and water ». *Environmental Science and Technology*. 35 (7), p. 1437-1444.
- CLARK, R.B. et ZETO, S.K. 2000. « Mineral acquisition by arbuscular mycorrhizal plants ». *Journal of Plant Nutrition* 23:867-902.
- COATES, J.D. (2004). « Anaerobic biodegradation of hydrocarbons». *Biodegradation and Bioremediation*, 85 p
- COÏC, Y. et COPPENET, M. 1989. « Les Oligo-Éléments en Agriculture et Élevage: Incidence sur la Nutrition Humaine ». *INRA*, Paris, 114 p.
- COLBOURN, P., et THORNTON, I. 1978. « Lead pollution in agricultural soils ». *Journal of Soil Science*, 29 : 513-526.
- CORGIE, S.C., BEGUIRISTAIN T. et LEYVAL, C. 2004. « Spatial distribution of bacterial communities and phenanthrene degradation in the rhizosphere of *Lolium perenne* L. ». *Application of Environmental Microbiology*. 70: 3552-3557.
- CULBARD, E.B., THORNTON, I. WATT, J. MOORCROFT, S. et BROOKS, K. 1983. « Sources and distribution of lead and cadmium in United Kingdom dusts and soils ». *In Proc. of 4th International Conference on Heavy Metals in the Environment*. CEP, Edinburgh, p. 426-429.

- CUNNINGHAM, S.D. et BERTI, W.R. 1993. « Remediation of contaminated soils with green plants: an overview ». *In Vitro Cellular Development and Biology*, 29,p. 207-212.
- CUNNINGHAM, S. D., BERTI, W. R. et HUANG, J. W. 1995. « Phytoremediation of contaminated soils ». *Trends in biotechnology*. 13: 393-397.
- CUNNINGHAM, S.D. ET OW, D.W. 1996. « Promises and prospect of phytoremediation. ». *Plant Physiology*. 110: 715-719.
- CURL, E.A. et TRUELOVE, B., 1986. « The Rhizosphere ». *Singer-Verlag*, 288 p.
- DAGHER, F., DÉZIEL, E. LIRETTE, P. PAQUETTE, G. BISAILLON, J-G. et VILLEMUR. R. 1997. « Comparative study of five polycyclic aromatic hydrocarbon degrading bacterial strains isolated from contaminated soils.» *Canadian. Journal. Of Microbiology*. 43: 368-377.
- DAMERON, C.T. et HOWE, P.D. 1998. « Copper. Environmental Health Criteria ». *World Health Organization*, Geneva, 360 p
- DAVIES, B.E. et GINNEVER. R.C. 1979. « Trace metal contamination of soils and vegetables in Shipham », Somerset. *Journal of Agricultur. and Sciences of Cambridge*. 93: 753-756.
- DE NAEYER, F. 2000. « Soil remediation projects » : *the new guidelines and daily practice. Seminar TI-KVIV (30/3)*, Technological institute (Translated from Dutch)
- DELILLE, D., COULON, F. et PELLETIER, E. 2004. « Effects of temperature warming during a bioremediation study of natural and nutrient-amended hydrocarbon-contaminated sub-Antarctic soil ». *Cold Regions Science and Technology*, 40 : 61-70.
- DIBBLE, J.T. et BARTHA, R. 1979. « Effect of environmental parameters on the biodegradation of oil sludge ». *Applied Environmental Microbiology*, 37: 729-739
- DINEL, H., PARE, T., SCHNITZER, M. et PELZER, N. 2000. « Direct land application of cement kiln dust- and limesanitized biosolids: Extractability of trace metals and organic matter quality ». *Geoderma*, 96: 307-320.

- EBBS, S.D. et KOCHIAN, L.V. 1997. « Toxicity of zinc and copper to Brassica species: implications for phytoremediation ». *Journal of Environmental Quality*, 26, p. 776-781.
- EHRLER, W. 1960. « Some effects of salinity on rice ». *Botanical Gazette*, 122: 102-104.
- EDWARDS, N.T. 1983. « Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the terrestrial environment »- a review. *Journal of Environmental Quality*, 12, p.427-441.
- ERNST, W.H.O. 1996. « Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by Plants » . *Applied Geochemistry*, 11: 163-167.
- ERNST, W.H.O. 2002. « Metal uptake by and transport in plants ». *COST 837 Action Workshop*, p, 25-27 April, Bordeaux, France.
- FERGUSON, J.E., HAYES, R.W. TAN, S.Y et. SIM, H.T. 1980. « Heavy metal pollution by traffic in Christchurch, New Zealand: Lead and cadmium content of dust, soil and plant samples ». *New Zealand journal of Science*, 23: 293-310.
- FERGUSON, C. et KASAMAS, H. 1999. « Risk assessment for contaminated sites in Europe » . CARACAS Publication. *LQM Press*, Nottingham (UK), 223 p.
- FORTIN, J. et KARAM, A. 1998. « Effect of a commercial moss-shrimp wastes compost on *Pucinnellia* growth in red mud ». *International Journal of Mining Reclamation of Environment*, 12,p. 105-109.
- FORTIN, J. A., PLENCHETTE, C. et PICHÉ, Y. 2008. « Les Mycorhizes : La nouvelle révolution verte », 128p.
- FOX, T.C. & GUERINOT, M.L. (1998). « Molecular biology of cation transport in plants ». *Annual Reviews in Plant Physiology and Plant Molecular biology*, 49: 669-696.
- FRÉNETTE, M., SASSEVILLE, J.L. et SÉRODES, J.B. 1974. « Aspects physiques, chimiques et biologiques des sédiments du fleuve Saint-Laurent ». *Conférence présentée au colloque sur le Fleuve Saint Laurent*, 13-14 novembre 1974, p. 4-8.

- GALLAUD, I. 1905. « Études sur les mycorhizes endotrophes ». *Revue de Botanique*, 17 p.
- GARBISU, C. et ALKORTA, I. 2001. « Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment ». *Bioresource Technology*, 77: 229-236.
- GARCIA-MIRAGAYA, J. 1984. « Levels, chemical fractionation and solubility of lead in roadside soils of Caracas, Venezuela ». *Soil Science*. 138: 147-152.
- GIASSON, P. 1997. « L'utilisation des plantes pour restaurer les sites contaminés aux métaux lourds ». Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Montréal. 90 pages.
- GIASSON, P. 2004. « Utilisation des champignons mycorhiziens dans le processus de phytorestauration de sols contaminés aux métaux lourds ». *Thèse de doctorat*, Université du Québec à Montréal. 164 pages.
- GIASSON, P., JAOUICH, A., GAGNÉ, S. et MASSICOTTE, L., CAYER, P. et MOUTOGOLIS, P. 2006. « Enhanced phytoremediation: A study of Mycorrhizoremediation of Heavy Metal-Contaminated Soil ». *Remediation*, p. 97-110.
- GIASSON, P., JAOUICH, A., GAGNÉ, S., MOTOGLIS, P. 2005. « Phytoremediation of Zinc and Cadmium: A study of arbuscular Mycorrhizal hyphae ». *Wiley Periodicals*, p. 113-122.
- GIASSON, P., KARAM, A., et JAOUICH, A. 2008. « Arbuscular mycorrhizae and alleviation of soil stresses on plant growth ». dans Siddiqui, Z.A., Akhtar, M.S., et Futai, K. (Éd), *Mycorrhizae: Sustainable Agriculture and Forestry*, Springer, Dordrecht, The Netherlands, p. 99-134
- GILDON, A. et TINKER, P.B. 1983. « Interactions of vesicular-arbuscular mycorrhizal infection and heavy metals in plants ». I. The effect of heavy metals on the development of vesicular-arbuscular mycorrhizas. *New Phytologist*. 95, p 247-261.
- GIBSON, M.J. et FARMER, J.G. 1983. « A survey of trace metal contamination in Glasgow urban soils ». In Proceedings. 4th Int. Conf. on Heavy Metals in the Environment. 2, 1141-1144.

- GUNASEKARA, A. et XING, B., 2003. « Sorption and desorption of naphthalene by soil organic matter: importance of aromatic and aliphatic components ». *Journal of Environmental Quality*, 32: 240-246.
- GUO, Y. et MARSCHNER, H. 1995. « Uptake, distribution, and binding of cadmium and nickel in different plant species ». *Journal of Plant Nutrition*, 18: 291-2706.
- GÜNTHER, T., DORNBERGER, U et FRITSCH, W. 1996. « Effects of ryegrass on biodegradation of hydrocarbons in soil ». *Chemosphere*, 33: 203-215.
- GUPTA, S. K., et CHEN, K. Y. 1995. « Partitioning of trace metals in selective chemical fractions of near shore sediments ». *Environmental letters* 10: 129-158.
- HAINES, R.C., et POCOCK, R.L. 1980. « Heavy metal land contamination: Background levels and site case histories in the London Borough of Greenwich ». Res. Note 16. Birmingham, Joint Unit for Research on the Urban Environment. University of Aston, Birmingham.
- HARMS, H. et LANGEBARTELS. C. 1986. « Standardized plant cell suspension test systems for an ecotoxicologic evaluation of the metabolic fate of xenobiotics ». *Plant Sciences*, 45: 157-165.
- HARTER, R.D. 1983. Effect of soil pH on adsorption of lead, copper, zinc and nickel. *Soil Science Society of America Journal*. 47: 47-51.
- HATZINGER, P.B. et ALEXANDER, M., 1996. « Effect on aging of chemicals in soil on their biodegradability and extractability ». *Environmental Soil Science*, 29: 537-545.
- HINSINGER, P. 2001. « Bioavailability of trace elements as related to root-induced chemical changes in the rhizosphere ». Dans: Gobran, G.R., Wenzel, W.W. et E. Lombi (éd), *Trace Elements in the Rhizosphere*, CRC Press, Boca Raton, Florida, p.25-41.
- HO, Y., JACKSON, M. YANG, Y. MUELLER, J.G. et PRITCHARD, P.H. 2000. « Characterization of fluoranthene- and pyrene-degrading bacteria isolated from PAH-contaminated soils and sediments ». *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 24: 100-112.

- HOUNTIN, A.J., KARAM, A., PARENT, L.E. et ISFAN, D. 1995. « Effect of peat moss-shrimp wastes compost on the growth of barley (*Hordeum vulgare*) », *Communications in Soil Science and Plant Analysis*.
- HPKINS, W. 1995. « Introduction to plant physiology ». *Willey & Sons*, p 73
- HUANG, C.X. et VAN STEVENINCK 1989. « The role of particular pericycle cells in the apoplastic transport in root meristems of barley ». *Journal of Plant Physiology*, 135, p 554-558.
- HUANG, J.W. et CUNNINGHAM, S.D. 1996. « Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation ». *New Phytologist*, 134, p 75-84.
- HUANG, X-D., EL-ALAWI, Y., PENROSE, D.M., GLICK, B.R. et GREENBERG. B.M, 2004. « A multi-process phytoremediation system for removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soils ». *Environmental Pollution*. 130: 465-476.
- HUND-RINKE, K., et KÖRDEL, W., 2003. « Underlying issues in bioaccessibility and bioavailability: experimental methods ». *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56: 52-62.
- JAMES, R.O., et BARROW, N.J. 1981. « Copper reaction with inorganic components of soils including uptake by oxide and silicate minerals ». Dans Loneragan, J.F. Robson A.D. et Graham R.D. (éd.), *Copper in Soils and Plants, Proceedings of the Golden Jubilee International Symposium on « Copper in Soils and Plants »*, Murdoch University, Perth, *Académie Press*, Sydney, p.47-68.
- KABATA-PENDIAS, A. 2001. *Trace elements in soils and plants*.(3 éd.). *CRC Press, Inc.* Boca Raton, Floride.
- KABATA-PENDIAS, A. et PENDIAS, H. 1992. «Trace elements in soils and plants. (2 éd). *CRC Press, Inc.* Boca Raton, Floride.
- KABATA-PENDIAS, A., et PENDIAS, H.1984. « Trace elements in soils and plants ». *CRC Press, Inc.* Boca Raton, Floride.
- KARAM, A. 2006. « Métaux lourds et environnement du sol ». Notes de cours, Département des sols et de génie agroalimentaire, Université Laval, Québec, Canada.

- KARAM, A. 1993. « Chemical properties of organic soils. ». Dans M.R. Cater (éd). Soil sampling and methods of analysis. Canadian Society of Soil Science, *Lewis Publishers*, Boca Raton, USA, p. 459-471
- KARAM, A., CESCAS, M.P. et LEDOUX, R. 1983. « Description de la sorption de $2n$ par les équations d'isothermes de Freundlich ou de Langmuir, correlations entre les constantes d'isothermes et les propriétés générales du sol (pH, argile.) ». *soil science and plant analysis* 1983, vol. 14, n°9, p. 785-801 (25 réf.)
- KÄSTNER, M., BREUER-JAMMALI, M. et MAHRO B. 1998. « Impact of inoculation protocols, salinity, and pH on the degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and survival of PAH-degrading bacteria introduced into soil ». *Applied Environmental Microbiology*. 64 : 359-362.
- KASTORI, R., PETROVIC, M. et PETROVIC, N., 1992. « Effects of excess Pb, Cd, Cu and Zn on water relations in sunflower ». *Journal of Plant Nutrition*, 15: 2427-2439.
- KATYAL, J.C. et RANDHAWA, N.S. 1986. « Les oligo-éléments - Bulletin FAO: Engrais et Nutrition végétale ». Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Rome, p.88
- KIM, J., SUNG, K., YAVUZ CORAPCIOGLU, M. et DREW, M. 2004. « Solute transport and extraction by a single root in unsaturated soils: model development and experiment. » *Environmental Pollution*, 131: 61-70.
- KIRKHAM, M.B. 1978. « Water relations of cadmium-treated plants ». *Journal of Environmental Quality*, 7, p.334-336.
- KILLHAM, K. et FIRESTONE, M.K. 1983. « Vesicular-arbuscular mycorrhizal mediation of grass response to acidic and heavy metal deposition ». *Plant and Soil*, 72: 39-48.
- KIEKENS, L. 1990. « Zinc » Dans: ALLOWAY, B.J. (éd.), *Heavy metals in soils*. John Wiley & Sons, Inc., New York, p. 261-279.

- KLAMINDER, J., BINDLER R., EMTERYD, O., APPLEBY, P. et GRIP .H. 2006. « Biogeochemistry ». 78: 31-49
- KNOX, O.G.G., KILLHAM, K. ARTZ, R.R.E. MULLINS, C et WILSON. M. 2004. « Effect of nematodes on rhizosphere colonization by seed-applied bacteria ». *Applied Environmental Microbiology*, 70, p.666-4671.
- KUMAR, P.B.A.N., DUSHENKOV, V., MOTTO, H. et RASKIN, I. 1995. « Phytoextraction: The use of plant to remove heavy metals from soils ». *Environmental Science Technology*, 29: 1232-1238.
- LAHLOU, M., HARMS, H. SPRINGAEL, D. et ORTEGA-CALVO, J-J. 2000. « Influence of soil components on the transport of polycyclic aromatic hydrocarbon-degrading bacteria through saturated porous media ». *Environmental Science Technology*, 34, p. 3649-3656.
- LAGERWERFF, J.V., et SPECHT, A.W. 1970. « Contamination of roadside soil and vegetation with cadmium, nickel, lead and zinc ». *Environmental Science Technology*, 4: 583-586.
- LARCHER, W., 2003. « Physiological Plant Ecology ». *Ecophysiology and Stress Physiology of Functional Groups* . (éd. 4)., Springer-Verlag, Berlin, 513 p.
- LEAHY, J.G. et COLWELL, R.R., 1990. « Microbial degradation of hydrocarbons in the environment ». *Microbiological Reviews*. 54: 305-315
- LEBLOND, J.D., SCHULTZ, T.W. et SAYLER. G.S. 2001. « Observations on the preferential biodegradation of selected components of polyaromatic hydrocarbon mixtures ». *Chemosphere* 42, p. 343-349.
- LINDSAY, W.L. 1979. « Chemical equilibria in soils ». *John Wiley & Sons Inc.*, New York, p. 449.
- LOUÉ, A., 1993. « Oligo-Éléments en Agriculture ». *SCPA*, Nathan, Paris, p.577.
- LUOMA, S.N. et RAINBOW, P.S. 2008. « Metal Contamination in Aquatic Environments: Science and Lateral Management ». *Cambridge University Press*, p.18

- LYMAN, W.J., REIDY, P.J., LEVY, B., 1992. « Mobility and degradation of organic contaminants in subsurface environments ». *C.K. Smoley, Inc.* p. 395
- MA, L.Q. et RAO, G.N. 1997. « Heavy metals in the environment-chemical fractionation of cadmium, copper, nickel, and zinc in contaminated soils ». *Journal of Environment Quality* 26 : 259-264.
- MA, W., ZALEC, K. et GLICK. B.R., 2001. « Biological activity and colonization pattern of the bioluminescence-labelled plant growth-promoting bacterium *Kluyvera ascorbata* SUD165/26 ». *FEMS Microbiology Ecology*. 35, p,137-144.
- MA, X., RICHTER, A.R., ALBERS, S., BURKEN, J.G., 2004. « Phytoremediation of MTBE with hybrid poplar trees ». *International Journal of Phytoremediation*. 6 (2), p. 157-167.
- MARÍN, M., PEDREGOSA, A. RÍOS, S. ORTIZ, M.L. et LABORDA. F., 1995. « Biodegradation of diesel and heating oil by *Acinetobacter calcoaceticus* MM5: it possible applications on bioremediation ». *International Biodeterioration and Biodegradation*, 35: 269-285
- MARSCHNER, H., 1995. « Mineral Nutrition of Higher Plants ». (éd. 2), *Academic Press*, London, p.889.
- MARGESIN, R., 2000. « Potential of cold-adapted microorganisms for bioremediation of oil polluted Alpine soils ». *International Biodeterioration and Biodegradation*. 46: 3-10.
- MARSEILLE, F., TIFFREAU, C, LABOUDIGUE, A. et LECOMTE, P. 2000. « Impact of vegetation on the mobility and bioavailability of trace elements in a dredged sediment deposit: a greenhouse study ». *Agronomie*, 20 : 547-556.
- MARY, B., RECOUS, S., DARVIS, D. et ROBINS, D., 1996. « Interaction between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soils ». *Plant and Soil*, 181: 71- 82.
- MCBRIDE, M.B. et BOULDIN, D.R. 1984. « Long term reactions of copper (II) in a contaminated calcareous soil ». *Soil Science Society of the America Journal*, 48: 56-59.
- MCGRATH, S.P., et SMITH, S. 1990. « Chromium and nickel » Dans ALLOWAY, B.J. (éd.) Heavy metals in soils. *John Wiley & Sons, Inc.*, New York, p. 125-150.

- MCGRATH, S.P. et ZHAO, F.-J. 2003. « Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils ». *Current Opinion Biotechnology*, 14: 277-282.
- MCLAREN, R.G. et CRAWFORD, D.V. 1973. « Studies on soil copper : The fractionation of copper in soils ». *Journal of Soil Sciences*, 24: 172-181.
- MCLAUGHLIN, M.J. 2001. « Ageing of metals in soils changes bioavailability. International ». *International Council on Metals and the Environment*, 4:1-6.
- MCINTYRE, T. 2003. Phytorem - Phytoremediation reference database. Environment Canada. Environmental Biotechnology Application division. Hull, Canada. CD-ROM.
- MEERS, E., LESAGE, E., TACK, F.M.G. et VERLOO, M. 2003. « The use of soil amendments to stimulate heavy metal uptake and translocation ». 6th International Symposium on Environmental Geochemistry (ISEG) (7-11/9), Edinburgh, United Kingdom.
- MEERS, E. et TACK, F.M.G. 2004. « The Potential of Foliar Treatments for Enhanced Phytoextraction of Heavy Metals from Contaminated Soil with *Helianthus annuus* ». *Remediation Journal*, 14: 111-123.
- MEERS, E., LAMSAL, S. VERVAEKE, P. HOPGOOD, M. LUST, N.. TACK, F.M.G 2005. « Availability of heavy metals for uptake by *Salix viminalis* on a moderately contaminated dredged sediment disposal site ». *Environmental Pollution*, 137:354-364.
- MEYERS, J.S. 2002. « The utility of the terms “bioavailability” and “bioavailable fraction” for metals ». *Marine Environmental Research*: 53: 417-423.
- MEHLICH, A. 1984. « Mehlich 3 soil test extractant: a modification of Mehlich 2 extractant ». *Communication in Soil Science and Plant Analysis*. 15: 1409-1416.
- MILLER, W.P., MARTENS, D.C., ZELAZNY, L.W. et KORNEGAY, et. 1996. « Forms of solid-phase copper in copper-enriched swine manure ». *Journal of Environmental Quality* 15: 69-72.

- MOHAMMAD, M.J., PAN, W. L. et KENNEDY, A.C.1995. « Wheat response to vesicular-arbuscular mycorrhizal fungal inoculation of soils from eroded toposequence ». *Soil Science Society of America Journal*, 59: 1086-1090.
- OLIVIER, I., KARAM, A. et POULIOT, Y. 1999. « Using terrestrial plant species to extract zinc and manganese from contaminated sediments ». Proceeding of the sixteenth technical seminar on chemical spills. *Environment Canada*, P. 59-68.
- OLSEN, P.E., REARDON, K.F. et PILON-SMITS, E.A.H. 2003. « Ecology of rhizosphere bioremediation ». dans S. McCutcheon and J.L. Schnoor (éd). *Phytoremediation: transformation and control of contaminants. Wiley-Interscience, Hoboken, NJ*, p. 317-353.
- ORCHARD, B.J., DOUCETTE, W.J., CHARD, J.K., BUGBEE, B., 2000. « Uptake of trichloroethylene by hybrid poplar trees grown hydroponically in flow through plant growth chambers ». *Environmental Toxicology and Chemistry*. 19: 895-903.
- PANNO, M.T.D., MORELLI, I.S., ENGELEN, B. et L. BERTHE-CORTI. 2005A. « Effect of petrochemical sludge concentrations on microbial communities during soil bioremediation ». *FEMS Microbiological Ecology*, 53: 305-316.
- PARALES, R.E et MRESNICK, S.M, 2004. « Aromatic hydrocarbons dioxygenases». *Biodegradation and Bioremediation*, 186p.
- PARENT, S. 1990. « Dictionnaire des sciences de l'environnement ». (éd) Broquet Inc., Bibliothèque nationale du Québec. Canada.
- PARK, J., KAY, D., ZHAO, X., BOYD, S. et VOICE, T., 2001. « Kinetic modeling of bioavailability for sorbed-Phase 2,4-dichlorophenoxyacetic acid ». *Journal of Environmental Quality*. 30: 1523-1527.
- PARRY, G.D.R., JOHNSON, M.S. et BELL. R.M., 1981. « Trace metal surveys of soil as a component of strategic and local planning policy development ». *Environmental Pollution*. B2, 97-107.
- PETERS, R.W. 1999. « Chelatat extraction of heavy metals from contaminated soils ». *Journal of Hazard Mater*, 66 : 151-210.

- PRONOVOST, R., 2008. «Un projet phare pour les fêtes du 400^e anniversaire de Québec», *Vecteur Environnement*, 2008: 16-19.
- PIVETZ, B.E. 2001. « Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Waste Sites ». *Ground Water Issue*. EPA/540/S-01/500, p 1-9.
- PEIJNENBURG, W.J.G.M., POSTHUMA, L., EIJSACKERS, H.J.P. et ALLEN, H.E. 1997. « A conceptual frameworks for implementation of bioavailability of metals for environmental management purposes ». *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 37: 163-172.
- PERRY, D.A. et AMARANTHUS, M.P., 1990. « The plant-soil boot strap: Microorganisms and reclamation of degraded ecosystems ». dans: Berger, J.J. (éd.), *Environmental Restoration: Science and Strategies for Restoring the Earth*. *Island Press*, Washington, DC, p, 94-102.
- QUEVAUVILLER, P., RAURET, G., MUNTAU, H., URE, A.M., RUBIO, R., LOPEZ-SANCHEZ, J.F., FIEDLER, H.D. et GRIEPINK, B. 1994. « Evaluation of a sequential extraction procedure for the determination of extractable trace metal contents in sediments ». *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, 349: 808- 814.
- RAMASWAMI, A. et RUBIN, E., 2001. « Measuring phytoremediation parameters for volatile organic compounds: focus on MTBE ». *Practical Periodical of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste Management*, 5: 123-129.
- RAMOS, L., HERNANDEZ, L.M. et GONZALEZ, M.J. 1994. « Sequential fractionation of copper, lead, cadmium and zinc in soils from or near Donana National Park. » *Journal Environmental Quality*, 23: 50-57.
- RASKIN, I. et ENSLEY, B.D. (éd.), 2000. « Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment ». *John Wiley & Sons New York*, 304 p.
- RASKIN, I., SMITH, R. D. et SALT, D. E. 1997. « Phytoremediation of metals using plants to remove pollutants from the environment ». *Current Opinion in Biotechnology*, 8, p. 221-226.
- REDDY, M. et PERKINS, H.F. 1974. « Fixation of Zn by clay mineral ». *Soil Science Society of American Proceedings*, 38, p. 229-231.

- RISER-ROBERTS, E. 1998. « Remediation of petroleum contaminated soils: biological, physical and chemical processes ».. *Lewis Publishers*. Boca Raton, FL 542 p.
- ROBINSON, B., GREEN, S., MILLS, T., CLOTHIER, B., VAN DER VELDE, M., LAPLANE, R., FUNG, L., DEURER, M., HURST, S., THAYALAKUMARAN, T. et VAN DEN DIJSSEL, C. 2003. « Phytoremediation: using plant as biopumps to improve degraded environments ». *Australian Journal of Soil Research*, 41:599-611.
- ROMIEU, I. 1999. « Epidemiological Studies of Health Effects. *Traffic Pollution*, Cambridge.
- SALOMONS, W., et FORSTNER U. 1980. « Trace metals analysis on polluted sediments. Part 2 ». Evaluation of environmental impact, *Environmental Technology Letter*, 1: 506-517.
- SALT, D.E., PRICE R.C., PICKERING I.J., RASKIN I. 1995A. « Mechanisms of cadmium mobility and accumulation in Indian mustard ». *Plant Physiology*, 109: 1427-1433.
- SALT, D.E., BLAYLOCK, M., KUMAR, N.P.B.A., DUSHENKOV, V., ENSLEY, B.D., CHET, I. et RASKIN, I. (1995B). « Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants ». *Biotechnology*, 16 : 468-473.
- SAMANTA, S.K., SINGH, O.V. et R.K. JAIN. 2002. « Polycyclic aromatic hydrocarbons: environmental pollution and bioremediation ». *Trends Biotechnology*, 20: 243-248.
- SAS INSTITUTE INC. 2004. SAS® 9.1.2 Qualification Tools User's Guide, Cary, North Carolina
- SAUVESTY, A. et KARAM, A. 1998A. « Utilisation de composts à des fins de mise en végétation de sites miniers ». *Agrosol X*, p. 60-65.
- SAUVESTY, A. et KARAM, A. 1998B. « Utilisation de composts à des fins de réhabilitation de terrains dégradés ». *Agrosol X*:p, 69-71.
- SCHMIDT, U. 2003. « Enhancing phytoextraction: The effect of chemical soil manipulation on mobility, plant accumulation and leaching of heavy metals ». *Journal Environmental Quality*, 32: 1939-1954.

- SAUVESTY, A. et KARAM, A. 1998A. « Utilisation de composts à des fins de mise en végétation de sites miniers ». *Agrosol X*, p. 60-65.
- SAUVESTY, A. et KARAM, A. 1998B. « Utilisation de composts à des fins de réhabilitation de terrains dégradés ». *Agrosol X*:p. 69-71.
- SCHMIDT, U. 2003. « Enhancing phytoextraction: The effect of chemical soil manipulation on mobility, plant accumulation and leaching of heavy metals ». *Journal Environmental Quality*, 32: 1939-1954.
- SCHNOOR, J.L. 2000. « Phytostabilisation of metals using hybrid poplar trees ». dans: Raskin I. et Ensley B.D. eds., *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment*, John Wiley & Sons Inc., New York, 133-150.
- SCHWAB, A.P., AL-ASSI, A.A. et BANKS, M.K. 1998. « Adsorption of naphthalene onto plant roots ». *Journal Environmental Quality*, 27: 220-224.
- SCHWARTZ, E., et SCOW. K.M. 2001. « Repeated inoculation as a strategy for the remediation of low concentrations of phenanthrene in soil ». *Biodegradation*, 12: p.201-207.
- SHARER, M., PARK, J., VOICE, T. et BOYD, S. 2003. « aging effects on the sorption-desorption characteristics of anthropogenic »: Organic compounds in the environment *Journal of Environmental Quality* 32, p.1385-1392.
- SHAW, L.J., et BURNS. R.G. 2004. Enhanced mineralization of [U-14C]2,4-dichlorophenoxyacetic acid in soil from the rhizosphere of *Trifolium pretense* ». *Applied Environmental Microbiology*, 70: 4766-4774.
- SHUMAN, L.M. 1979. « Zinc, manganese and copper in soil fractions ». *Soil Science*, 127: 10-17.
- SICILIANO, S.D., GERMIDA, J.J. BANKS, K.et. GREER. C.W 2003. « Changes in microbial community composition and function during a polyaromatic hydrocarbon phytoremediation field trial ». *Applied Environmental Microbiology*. 69: 493-489.
- SILENPÄÄ, M. 1972. « Traces Element in Soils and Agriculture ». *Soil Bull. F.A.O.*, Rome, 67 p.

- SINGER, M.J. et MUNNS, D. N. 1996. « Soils : an introduction ». (éd) 3. Prentice-Hall Inc., New Jersey (USA).
- SINGH, S.P., TACK, F.M.G. et VERLOO, M.G. 1998. « Land disposal of heavy metal contaminated dredged sediments: a review of environmental aspects ». *Land Contamination & Reclamation*, 6:149-157.
- SINGH, A et WARDS, O.P. 2004. «Biotechnology and bioremediation an overview », *Biodegradation and bioremediation*, springer, (éds)1, 1p.
- SLOOF, W., CLEVEN, R.F.M.J., JANUS, J.A. et ROS, J.P.M. 1989. Integrated criteria document copper ». Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and Environment Protection, report n° 758474009, 147 p.
- SMITH, R.A.H., et BRADSHAW. A.D. 1979. « The use of metal tolerant plant populations for the reclamation of metalliferous wastes ». *Journal of Applied Ecology*, 16: 595-612.
- SMITH, S.E. et READ, D.J. 1997. « Mycorrhizal Symbiosis ». *Academic Press*, San Diego, CA.
- SONG, J., ZHAO, F.-I., LUO, Y.-M, MCGRATH, S.P. et ZHANG, H. 2004. Copper uptake by *Elsholtzia splendens* and *Silene vulgaris* and assessment of copper phytoavailability in contaminated soils ». *Environmental Pollution*, 128: 307-315.
- STRATTON, M.S., BARKER, A.V. et RECHCIGL, J.E. 1995. « Compost ». Dans: Rechcigl J.E. (éd), Soil Amendments and Environmental Quality, *CRC Press*, Boca Raton, Florida, 249-309.
- SUSARLA, S., MEDINA, V.F.et. MCCUTCHEON, S.C 2002. « Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination ». *Ecology Engineering*. 18:647-658.
- SUNG, K., C.L. MUNSTER, R. RHYKERD, M.C. DREW, et CORAPCIOGLU. M.Y. 2003. « The use of vegetation to remediate soil freshly contaminated by recalcitrant contaminants». *Water Research*, 37: 2408-2418.
- SUTHERSAN, S.S. 1996. Remediation Engineering: Design Concepts. CRC Press, Boca Raton, Florida, 384 p

- TACK, F.M.G, ESTEBAN-MOZO, J. et VERLOO, M.G. 1998. « Cadmium uptake by cucumber plants as affected by fluctuations in nutrient solution cadmium concentrations during growth ». *Communications in Soil Plant Science Analysis*, 29: 3015-3021.
- TESSIER, A., CAMPBELL, P. G. C. et BISSON, M. 1979. « Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals ». *Analytical Chemistry*, 51: 844-851.
- TESAR, M., REICHENAUER, T.G. et SESSITSCH, A. 2002. « Bacterial rhizosphere populations of black poplar and herbal plants to be used for phytoremediation of diesel fuel ». *Soil Biology and Biochemistry*, 34:1883-1892.
- TILLER, K. G., GERTH, J. et BRUMMER, G. 1984. « The relative affinities of Cd, Ni and Zn for different soil clay fractions and goethite ». *Geoderma*, 34 :17-35.
- TINKER, P.B., et READ, D.J. 1983. « Mycorrhizal fungi and ion uptake ». Dans Robb D.A. et Pierpoint W.S. (éds.), *Metals and micronutrients: Uptake and utilization by Plants Toronto: Academic Press*: 21-32
- TINSLEY, I.A. 2004. « Chemical concepts in pollutant behavior », (éd.)2. *John Wiley & Sons, Inc.* Hoboken, New Jersey.USA
- TRUDEL, L. 1987. « Distribution naturelle en métaux lourds des sédiments fluviaux du Saint Laurent ». *Mémoire de maîtrise*. Université Laval. 121 pages.
- TUMEO, M.A. et Guinn, D.A., 1997. « Evaluation of bioremediation in cold regions ». *Journal of Cold Regions Engineering*, 11: 221-231.
- USEPA. 1997.« Status of in situ phytoremediation technology in Recent developments for in situ treatment of metal contaminated soils ». March. EPA-542-R-97-004: 31-42.
- VANDECASTEELE, B., DE VOS, B. et TACK, F.M.G. (2002). « Heavy metal contents in surface soils along the upper Scheldt river (Belgium) affected by historical upland disposal of dredged materials ». *The Science of the Total Environment*, 290: 1-14.

- VANDECASTEELE, B., DEVOS, B. et TACK, F.M.G. 2003. « Temporal-spatial trends in heavy metal contents in sediment-derived soils along the Sea Scheldt river (Belgium) ». *Environmental Pollution*, 122: 7-18.
- VERVAEKE, P., LUYSSAERT, S., MERTENS, J., DE VOS, B., SPELEERS, L. et LUST, N. 2001. « Dredged sediment as a substrate for biomass production of willow trees established using the SALIMAT technique ». *Biomass and Bioenergy*, 21: 81-90.
- VLAREBO, 1995. « Flemish Soil Remediation Decree ratified by the Flemish government on 22/2/1995 (translated from dutch).
- VIERHEILIG, H., COUGHLAND, A.P, WYSS, U. et PICHÉ, Y. 1998 « Ink and vinegar, a simple staining technique for arbuscular-mycorrhizal fungi ». *Applied Environmental Microbiology*, 64: 5004-5007.
- VIG, K., MEGHARAJ, M., SETHUNATHAN, N. et NAIDU, R. 2003. « Bioavailability and toxicity of cadmium to microorganisms and their activities in soil. *Advances in Environmental Research*, 8: 121–135.
- WADGE, A. 1999. « Lead » dans : *Air Pollution and Health*. (Éds).. Holgate, S.T., Samet, J.M, Koren H.S. et Maynard R-L., Academic Press, New York.
- WEISSENHORN, I., LEYVAL, C., 1995. « Root colonization of maize by a Cd-sensitive and a Cd-tolerant *Glomus mosseae* and cadmium uptake in sand culture ». *Plant and Soil*, 175: 233–238.
- WHITE, P.J. 2001. « The pathways of calcium movement to the xylem ». *Journal of Experimental Botany*, 52: 891-899.
- WU, J., LAIRD, D.A. et THOMPSON, M.L. 1999. « Sorption and desorption of copper on soil clay components ». *Journal of Environmental Quality*. 28: 334-338.
- XIAN, X. 1987. « Chemical partitioning of cadmium, zinc, lead, and copper in soils near smelters ». *Journal of Environmental Science and Health*, 6: 527-541.

- XIAN, X. 1989. « Effect of chemical forms of cadmium, zinc, and lead in polluted soils on their uptake by cabbage plants ». *Plant and Soil*, 113: 257-264.
- XIONG, Z.T. 1997. « Bioaccumulation and physiological effects of excess lead in a roadside pioneer species » *Sonchus oleraceus* L. *Environmental Pollution*, 97:275-279.
- YU, S., HE, Z.L., HUANG, C.Y., CHEN, G.C. et CALVERT, D.V. 2004. « Copper fractionation and extractability in two contaminated variable charge soils ». *Geoderma* 123:163-175.
- ZHANG, X, SULLIVIAN, E.R. et YOUNG, L.y. 2000. « Evidence for aromatic ringreduction in the biodegradation pathway of carboxylated naphthalene by a sulfate reducing consortium ». *Biodegradation and Bioremediation*, 85p.
- ZHU, Y.G., CHRISTIE, P. et LAIDLAW, A. S 2001. « Uptake of Zn by arbuscular mycorrhizal white clover from Zn-contaminated soil ». *Chemosphere*, 42: 193-199.
- ZHUKOVSKAYA, 1962. « The phosphorus metabolism of tomatoes on saline soil ». *Biological Abstract*. 45: 4845
- ZYNTER, R.G., SALB, A., BROOK, T.R., LEUNISSEN, M., STIVER, W.H., 2001. « Bioremediation of diesel contaminated soil ». *Canadian Journal of Civil Engineering*.1:131-140.

Documents électroniques consultés

- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 2003. « Canada-wide standards for petroleum hydrocarbons (PHC) in soil ». [En ligne]. http://www.ccme.ca/publications/ceqg_rcqe.html Page consultée le 12 octobre ,2008)
- COMMISSION MIXTE INTERNATIONALE, 2002. « Les Grands Lacs : Une merveille naturelle à restaurer ». *Onzième rapport biennal sur la qualité de l'eau des Grands Lacs*. Site Web visité Août 2009. [En ligne] <http://www.ijc.org/php/publications/html/111br/francais/report/index.html>.

INTERNATIONAL JOINT COMMISSION, 2002. « Activités de restauration dans les secteurs préoccupant des Grand Lacs ». *Chapitre 3 les progrès réalisés*. Site Web visité Août 2009. [En ligne]. <http://www.ijc.org/php/publications/html/11br/francais/report/index.html>.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE D'ENVIRONNEMENT ET PARC DU QUÉBEC, 2010. « Le Règlement sur l'enfouissement de sols contaminés ». [En ligne] http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R6_01.HTM USEPA. 2001. Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual Status Report (ASR). 10th. (consultée le 25 Mars 2010)

PIVETZ, B.E. 2001. « Phytoremediation of Contaminated Soil and groundwater at hazardous waste sites ». Ground Water Issue, United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development and Office of Soil Waste and Emergency Response, EPA/540/S-01/500, 36 p. [En ligne] http://clu-in.org/download/remed/epa_540_s01_500.pdf (Page consultée le 16 juillet).

ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ, 1989. « Plomb Aspects Environnementaux ». *Environmental Health Criteria*. OMS, Genève. Adresse internet : <http://www.who.int/peh/>.

ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ 1995. « Plomb inorganique. Environmental Health Criteria ». OMS, Genève, Adresse internet : <http://www.who.int/peh/>.

ORGANISATION MONDIALE DE LA SANTÉ 2000 « Indications pour la Qualité de l'Air ». OMS, Genève, Adresse internet : <http://www.who.int/peh/>.

USEPA. 2001. « Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual Status Report (ASR) ». 10th ed., EPA 542-R-01-004, 38 p. [En ligne] <http://clu-in.org/asr/> (Page consultée le 25 juillet 2009).

ANNEXE A

Le travail de recherche réalisé dans le cadre de ce mémoire a fait l'objet de trois présentations dans le cadre de trois congrès :

1. Hedhli, M., Giasson, P., Jaouich, A. and A Karam. 2009. Phytoremediation capacity of grass and leguminous mix growing on polluted sediments. Joint annual meeting of Canadian Society of Soil Science, Canadian Society of Agronomy, Canadian Society of Agricultural and Forest Meteorology. 5-7 August 2009, University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada.
2. Hedhli, M., P. Giasson, A. Jaouich, A. Karam. 2009. Utilisation de plantes et de mycorhizes dans la biodégradation d'hydrocarbures aromatiques polycycliques dans un sédiment. 13^e colloque annuel du Chapitre St-Laurent SAR-SETAC : « Dynamique des contaminants et qualité de vie ». 27-29 mai 2009, Montréal, Québec, Canada.
3. Hedhli, M., Giasson, P., Karam, A. and Jaouich, A. 2008. Uptake of metals by the vegetation on contaminated sediments after addition of mycorrhizae. The GSA, SSSA, ASA, CSSA, and the Gulf Coast Association of Geological Societies with the Gulf Coast Section of SEPM (GCAGS), hosted by the Houston Geological Society, October 5-9, 2008. Houston, Texas, USA.

PHYTOREMEDIATION CAPACITY OF GRASS, LEGUMINOUS MIX AND AM FUNGI GROWING ON POLLUTED SEDIMENTS

Makram Hedhli¹, Philippe Giasson¹, Alfred Jaouich¹, Antoine Karam²

¹ Department of Earth and Atmospheric Sciences, University of Quebec at Montreal, Quebec, Canada.

² Équipe de Recherche en Sols Agricoles et Miniers, Department of soils and agrifood engineering Laval University, Quebec, Canada.

Abstract

Simultaneous removal of *heavy metals and organic contaminants* from dredged sediments can present a difficult challenge. The aim of this work is to assess the phytoremediation potential of grass and leguminous mix grown on a dredged sediment contaminated by heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and petroleum hydrocarbon. In 2006, polluted sediments (pH: 7.38; organic matter: 5.3-5.97%) were collected from a site near Quebec city on the St. Charles River (Quebec, Canada) and then they were deposited uniformly with a 40 cm thickness on a soil landfill. The experiment was laid out in a completely randomized block design with five replicates. The plot size was 7.5m x 4.5m with 1 m interplot and interblock size. There were four treatments namely T1= (20% *Festuca rubra*, 20% *Festuca eliator*, 15% *Agropyron repens*, 15% *Lolium perenne* L., 21% *Phleum pratense* L., 5% *Lotus corniculatus* and 4% *Trifolium repens*), T2= (*Tanacetum vulgare*), T3= (T1 inoculated with *Glomus intraradices*) and T4 = (T3 inoculated with *Glomus intraradices*). Plots received approximately a 2 cm layer of compost from pulp and paper industry in 2008. The results indicate that aging of vegetated sediments enhances the degradation of PAHs, decreases the phytotoxicity and allows the establishment of the vegetation. *Nonmycorrhizal plants* had negligible effects, compared with *mycorrhizal* plants, on the dissipation of PAHs. In October 2008, the total PAHs concentrations (75.5 mg/kg) were lower than the threshold limit values for PAHs in soils (category B) set by the Ministry of *Environment of Quebec*. The results reveal that grass and leguminous mix had a strong physiological tolerance for Cd, Cu, Pb, Zn and Ni. This study suggests that phytoremediation using grass and leguminous mix inoculated with *Glomus intraradices* is a promising approach to rehabilitate sediments contaminated with metals and PAHs.

Keywords: heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons, AMF, *Glomus intraradices*

UTILISATION DE PLANTES ET DE MYCORHIZES DANS LA BIODÉGRADATION D'HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES DANS UN SÉDIMENT.

M. Hedhli¹, P. Giasson¹, A. Jaouich¹ et A. Karam²

¹ Département des Sciences de la terre et de l'atmosphère, Université du Québec à Montréal, Montréal, QC, Canada, H2X 3Y7.

² ERSAM, Département des sols et de génie agroalimentaire, Université Laval, Québec, QC, Canada, G1V 0A6.

Résumé

L'objectif de cet essai est d'évaluer l'efficacité de la phytoremédiation, pour un sédiment contaminé par des métaux lourds et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans le contexte climatique québécois. Un dispositif pilote de micro-parcelles en conditions climatiques naturelles a été établi sur des sédiments (pH : 7,38; matière organique: 5,3-5,97%) provenant de la rivière Saint-Charles (Québec). En 2007, les sédiments pollués ont été étendus uniformément sur une cellule de confinement sécuritaire. Les 4 traitements de végétation utilisés dans le processus de phytoremédiation sont : T1 = 20% de fétuque rouge traçante (Festuca rubra), 20% de fétuque élevée (Festuca eliator), 15% d'agropyre (Agropyron repens), 15% de ray-grass (Lolium perenne L.), 21% de fléole des près (Phleum pratense L.), 5% de lotier corniculé (Lolium corniculatus) et 4% de trèfle blanc (Trifolium repens); T2 = tanaïsie vulgaire (Tanacetum vulgare); T3 = T1 inoculé avec Glomus intraradices; T4 = T3 inoculé avec Glomus intraradices. Les traitements ont été répétés 5 fois sous forme de blocs aléatoires. Les résultats obtenus indiquent que l'exposition prolongée à l'air des sédiments sur la cellule de confinement diminue la phytotoxicité et permet le développement du couvert végétal à long terme. L'utilisation de la végétation a permis, comparativement aux sédiments sans végétation, une réduction significative de la teneur en HAP des sédiments. Cette étude suggère la possibilité d'utiliser des plantes pour réhabiliter des sédiments contaminés par des HAP.

UPTAKE OF METALS BY THE VEGETATION ON CONTAMINATED SEDIMENTS AFTER ADDITION OF MYCORRHIZAE

Makram Hedhli¹, Philippe Giasson¹, Antoine Karam², Alfred Jaouich¹

¹ Department of Earth and Atmospheric Sciences, University of Quebec at Montreal, Quebec, Canada.H3C 3P8

² Équipe de Recherche en sols agricoles et miniers, Department of soils and agrifood engineering Laval University, Quebec, Canada; G1V 0A6

Abstract

Plant species with the ability to accumulate high levels of metals without adverse effects to their growth are potential phytoremediators of metal-contaminated soils and sediments. The study determines the maximum levels of heavy metals namely cadmium (Cd), copper (Cu), lead (Pb), zinc (Zn) and nickel (Ni) in vegetation. Contaminated sediments were collected from a site in Quebec City, Canada on the St. Charles River. The experiment was laid out in a completely randomized block design with five replicates. The plot size was 7.5m x 4.5m with 1 m interplot and interblock size. There were four treatments namely: T1= 20% *Festuca rubra*, 20% *Festuca eliator*, 15% *Agropyron repens*, 15% *Lolium perenne* L., 21% *Phleum pratense* L., 5% *Lotus corniculatus* and 4% *Trifolium repens*, T2= *Tanacetum vulgare*, T3= T1 inoculated with *Glomus intraradices* and T4 = T3 inoculated with *Glomus intraradices*. Plots did not receive any chemical fertilizers. Only the grass and leguminous mix (T1 and T3) grew well in contaminated sediments. Concentrations of Cd, Cu, Pb, Zn and Ni in shoot tissues of mycorrhizal grass and leguminous mix were compared to non-mycorrhizal plants. The ratio of metals that can be taken up by plants to their total contents in the substrate is less than 1%. The results reveal that grass and leguminous mix had a strong physiological tolerance of metals.

Keywords: Mycorrhizoremediation, *Glomus intraradices*, phytoremediation

UPTAKE OF METALS BY THE VEGETATION ON CONTAMINATED SEDIMENT AFTER ADDITION OF MYCORRHIZAE

MAKRAM HEDHLI¹, PHILIPPE GIASSON¹, ANTOINE KARAM² & ALFRED JAOUICH¹

¹Department of Earth and Atmospheric Sciences, University of Quebec at Montreal, Quebec, Canada.
²ERSAM, Department of Soils and Agrifood engineering, Université Laval, Québec (Québec), Canada.



INTRODUCTION

Plant species with the ability to accumulate high levels of metals without adverse effects to their growth are potential phytoremediators of metal-contaminated sediments applied to soils. Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) are: (i) microscopic fungi naturally occurring in soil, form a symbiosis with plant roots, producing a highly elaborated hyphae mycelium network, (ii) low cost inocula and (iii) may be used in phytoremediation to enhance plant biomass and heavy metal accumulation in plant (Giasson et al., 2005).

OBJECTIVE

The main objective of this preliminary experiment (first year) is to assess the levels of heavy metals namely cadmium (Cd), copper (Cu), lead (Pb), zinc (Zn) and nickel (Ni) in vegetation.



MATERIAL AND METHODS

Sediments

Contaminated sediments applied to soils (pH = 7.38, OM = 5.3%-5.97%) were collected from St-Charles river (Quebec city, Canada).

Experimental design

Plot size: 7.5m x 4.5m with 1 m interplot and interblock size

Treatments:

H1= 20% *Festuca rubra*, 20% *Festuca elatior*, 15% *Agropyron repens*, 15% *Lolium perenne* L., 21% *Phleum pratense* L., 5% *Lolium comolatus* and 4% *Trifolium repens*
H2= H1 inoculated with *Glomus intraradices*
H3= *Taraxacum vulgare*
H4= H3 inoculated with *Glomus intraradices*

Each treatment was replicated five times in a complete randomized block design.

Plots received chemical fertilizers in mid-season (N-P-K = 15-11-11).

Plant tissues and soil samples were dried, ground and digested in nitric and hydrochloric acid (MA-200 - Mat. 1, 1, CEAEQ, 2000).

Heavy metals in acid extracts were analyzed by atomic absorption spectrophotometry.

The percentage of root length colonized by AMF was calculated using the grid line intersect method (Giovannetti & Mosse, 1980; Vierheilig et al., 1999).

RESULTS

Sediments average metal concentration (mg/kg)

• Zn: 11 030.6
• Cu: 2 183.9
• Pb: 1 245.0
• Cd: 39.7
• Ni: 93.9

Table 1: Concentration of metals in sediments (mg/kg).

	Zn	Cu	Cd	Pb	Ni
Plot 1	11171.6	2888.0	40.0	1226.3	98.3
Plot 2	11062.2	1897.4	39.6	1261.3	83.3
Plot 3	10458.8	1664.6	38.5	1247.3	82.2
Plot 4	11430	2326	41	1245	112

Grass and leguminous mix (H1 and H2) yield in contaminated sediments (first year).



Figure 1: Biomass of plots received H1 and H2 (First year)

Concentrations of metals in shoot tissues of mycorrhizal grass and leguminous mix are compared to non-mycorrhizal plants

Table 2: Concentration of metals in vegetation (mg/kg).

	Zn	Cu	Cd	Pb	Ni
Plot 1	2149.9	206.1	4.6	199.2	67.3
Plot 2	1384.9	119.12	1	125.8	18.8

Plots received H2 and H4 didn't develop any vegetation (first year).

Compost has a positive effect on biomass production of vegetation grown on contaminated sediments (second year).



Figure 3: First year (no compost)



Figure 4: Second year (with compost)

This percentage of colonization of roots by AMF is lower than 4 %.

The ratio of metals that can be taken up by plants to their total contents in the substrate is less than 1%.

CONCLUSIONS

The results reveal that grass and leguminous mix (H1) are tolerant to high level of metals.

Concentrations of metals in shoot tissues of mycorrhizal grass and leguminous mix are similar to non-mycorrhizal plants (first year)

REFERENCES

- Giasson, P., Jaoouich, A., Gagné, S., Morin, P. (2005). Phytoremediation of Zinc and Cadmium: A Study of arbuscular Mycorrhizal hyphae. *Water, Air, and Soil Pollution*. DOI: 10.1007/s11268-005-9064-4
- Giovannetti, M., & Mosse, B. (1980). An evaluation of technique for measuring VAM infection in roots. *New Phytologist*, 84, 483-500
- Vierheilig, H., Coughland, A. P., Wyss, U., & Poth, Y. (1999). Ink and vinegar: a simple staining technique for arbuscular mycorrhizal fungi. *Applied Environmental Microbiology*
- CEAEQ, MA 200-Mat., rev. 3, Ministry of Sustainable Development, Environment and Parks (Quebec) (2000, 38 p).

ACKNOWLEDGEMENT

This study was financially support by a grant from the National Science and Engineering Research Council of Canada and Enutech Inc.

The authors acknowledge Horizon Environment for allowing the localization of the experimental trials to conduct the present study.

Poster presented at the 2008 Joint Meeting of the GSA, ASA, CSSA, SSSA, GCAGS with the Gulf Coast Section of SEPM, Hosted by the Houston Geological Society, October 5-9, 2008, Houston, Texas, USA.

ANNEXE B

I. Tableaux des résultats des parcelles cultivées sur les sédiments ST-Charles :

Tableau 1. Caractérisation des sols des parcelles cultivées avec T1_{SRSC} (sans mycorhizes) et rendement en matière sèche de la biomasse aérienne (2007).

Variable	N	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
pH (sédiment)	5	7,15	0,59	6,55	8,09
Mo (sédiment %)	5	5,9	0,68	4,89	6,68
Biomasse (g)	5	8,42	9,54	1,50	25
Indice de biodisponibilité des métaux dans les sédiments des parcelles T1 (mg/kg)					
Zn-M3	5	3421,4	424,7	3099	4151,1
Cu-M3	5	369,4	89,8	216,1	437,9
Mn-M3	5	174,6	19,8	144,5	198,3
Pb-M3	5	181	40,1	141,9	247,6
Cd-M3	5	12	2,13	9,54	14,7
Ni-M3	5	15,9	2,44	12,81	17,9

M3 : Solution Mehlich III, (CEAEQ, 2007b).

Tableau 2. Concentration (mg/kg) des métaux dans la biomasse aérienne sèche du T1_{SRSC} sur (2007).

Variable	N	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
Zn	5	790	449	300	1450
Cu	5	169	151	20	391
Mn	5	204	67	90	261
Pb	5	226	161	99	444
Cd	5	11	1,94	8,2	13
Ni	5	80	16,3	51	91

Tableau 3. Caractérisation des sols des parcelles cultivées avec T2_{SRSC} (avec mycorhizes) et rendement en matière sèches la première année (octobre 2007).

Variable	N	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
pH (sédiment)	5	7,14	0,56	6,40	7,95
Mo (sédiment %)	5	4,93	0,79	3,78	5,80
Biomasse (g)	5	8,40	4,39	4	14
Indice de biodisponibilité des métaux dans les sédiments des parcelles T2 (mg/kg)					
Zn-M3	5	3217	400,3	2517,9	3519,9
Cu-M3	5	317	129,1	185,8	456,7
Mn-M3	5	32	1,65	30,6	34,7
Pb-M3	5	166	43,8	125,8	241,2
Cd-M3	5	12	3,9	7,6	18
Ni-M3	5	14,8	2,22	11,1	17,1

M3 : Solution Mehlich III, (CEAEQ, 2007b).

Tableau 4. Concentration (mg/kg) des métaux dans la biomasse aérienne sèche du T2_{SRSC}, la première année (2007).

Variable	N	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
Zn	5	1103	383,9	588,5	1639
Cu	5	119	49,7	53,1	174
Mn	5	127	55,2	73,6	194
Pb	5	120	68,7	24,5	218
Cd	5	9,3	4,3	2,6	13,4
Ni	5	31	17,9	4,0	54

Tableau 5. Caractérisation des sols des parcelles cultivées avec Tl_{SRSC} (sans mycorhizes) et rendement en matière sèche (biomasse), la deuxième année d'essai (2008).

Variable	N	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
pH (sédiment)	5	6,81	0,16	6,62	7
MO (sédiment %)	5	6	0,68	4,89	6,7
Biomasse (g)	5	25,1	15,5	8,7	50,3
Indice de biodisponibilité des métaux dans les sédiments des parcelles T1 (mg/kg)					
Zn-M3	5	6343	1833,2	4296	8615
Cu-M3	5	816,2	110,7	700	950
Mn-M3	5	180	12,0	170	200
Pb-M3	5	117	15,1	102	142
Cd-M3	5	17,7	1,7	16	20
Ni-M3	5	31,2	10,6	25,2	50,1

M3 : Solution Mehlich III, (CEAEQ, 2007b).

Tableau 6. Concentration (mg/kg) des métaux dans la biomasse aérienne sèche du Tl_{SRSC}, la deuxième année d'essai (2008).

Variable	N	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
Zn	5	576,4	183,5	316,2	731,6
Cu	5	113,6	48,35	54	164,2
Mn	5	69,4	6,46	63	79
Pb	5	91,1	74,7	33,2	219,3
Cd	5	5	3	1,4	9
Ni	5	61,6	17,4	38	83

Tableau 7. Caractérisation des sols des parcelles cultivées avec T2_{SRSC} (avec mycorhizes) et rendement en matière sèche (biomasse), la deuxième année d'essai (2008).

Variable	N	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
pH (sédiment)	5	6,98	0,16	6,88	7,10
MO (sédiment %)	5	4,93	0,79	3,78	5,80
Biomasse (g)	5	71,73	23,48	50	108,7
Indice de biodisponibilité des métaux dans les sédiments des parcelles T2 (mg/kg)					
Zn-M3	5	2453	418,7	1784	2789
Cu-M3	5	173,3	20,8	143,4	200
Mn-M3	5	45,4	11,2	31	60
Pb-M3	5	82,4	18,3	64	110,9
Cd-M3	5	9,2	2,45	6,8	12,8
Ni-M3	5	13,6	0,89	12,4	14,9

M3 : Solution Mehlich III, (CEAEQ, 2007b).

Tableau 8. Concentration (mg/kg) des métaux dans la biomasse aérienne sèche du T2_{SRSC}, la deuxième année d'essai (2008).

Variable	N	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
Zn	5	860,8	281,76	600	1303,8
Cu	5	88,4	33,70	40	125,4
Mn	5	78,1	38,64	46	143
Pb	5	61,4	36,98	26,2	100
Cd	5	7,7	7,32	4,2	21
Ni	5	58,2	46,25	20,2	138

Tableau 9. Caractérisation des sols des parcelles cultivées avec T3_{SRSC} (sans mycorhizes) et rendement en matière sèches (biomasse) en 2008.

Variable	N	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
pH (sédiment)	5	7,04	0,05	6,97	7,10
Mo (sédiment %)	5	4,15	1,66	1,56	5,59
Biomasse (g)	5	6,83	6,26	2,15	15,95
Indice de Biodisponibilité des métaux dans les sédiments des parcelles T3 (mg/kg)					
Zn-M3	5	2443,1	1435,8	232	3865
Cu-M3	5	746,2	342,4	173	1058,6
Mn-M3	5	137,7	60,5	33,1	185,9
Pb-M3	5	147,8	91,7	78,1	307,7
Cd-M3	5	14	3,21	8,6	16,4
Ni-M3	5	27,4	5,45	18	32

M3 : Solution Mehlich III, (CEAEQ, 2007b).

Tableau 10. Concentration (mg/kg) des métaux dans la biomasse aérienne sèche du T3_{SRSC}, la deuxième année d'essai (2008).

Variable	N	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
Zn	5	314	166,65	200	600
Cu	5	57	5,56	50	64
Mn	5	60	18,64	40	78
Pb	5	71,3	49,85	31,6	149,8
Cd	5	11,8	1,64	10,4	14,2
Ni	5	18,4	12,80	7	38

Tableau 11. Caractérisation des sols des parcelles cultivées avec T4_{SRSC} (avec mycorhizes) et rendement en matière sèches (biomasse), en 2008.

Variable	N	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
pH (sédiment)	5	7,10	0,02	7,08	7,14
Mo (sédiment %)	5	5	0,88	4,13	5,99
Biomasse (g)	5	8,43	2,12	5,85	11,55
Indice de Biodisponibilité* des métaux dans les sédiments des parcelles T4 (mg/kg)					
Zn-M3	5	3923,6	1046,9	2400	4768
Cu-M3	5	785,8	321,9	216	974,4
Mn-M3	5	183,8	28,3	147,7	211,1
Pb-M3	5	107,1	16,8	89,6	123
Cd-M3	5	16,5	2,77	13,09	19,4
Ni-M3	5	32,3	2,4	29,5	36,2

M3 : Solution Mehlich III, (CEAEQ, 2007b).

Tableau 12. Concentration (mg/kg) des métaux dans la biomasse aérienne sèche du T4_{SRSC}, la deuxième année.

Variable	N	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
Zn	5	470,4	164,4	284	624
Cu	5	94,2	38,7	39	131
Mn	5	90,7	34,05	42	137
Pb	5	63,4	14,65	43	83,4
Cd	5	27,3	8,84	14	33,6
Ni	5	18,3	18,71	1,60	50

II. Tableaux de données des parcelles cultivées sur les sédiments du port de Montréal :

Tableau 13. Caractérisation des sols des parcelles cultivées avec T1_{SPM} (mélange Graminées-Légumineuses avec mycorhizes) et rendement en matière sèche de la biomasse aérienne (2008).

Variable	N	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
pH (sédiment)	5	7,10	0,14	6,55	7,30
MO (sédiment, %)	5	10,92	1,81	9,55	13,60
Biomasse (g)	5	26,24	12,47	12	45

Indice de biodisponibilité* des métaux dans les sédiments des parcelles K1 (mg/kg)

Zn-M3	5	284,6	45,87	227	353,4
Cu-M3	5	2227,7	513,81	1377,4	2603,6
Mn-M3	5	98	16,12	87,3	124,9
Pb-M3	5	6,2	1,40	4,6	8,48
Cd-M3	5	2	0,38	1,51	2,43
Ni-M3	5	323,7	77,44	258,9	454,6

M3 : Solution Mehlich III, (CEAEQ, 2007b).

Tableau 14. Concentration (mg/kg) des métaux dans la biomasse aérienne sèche des plantes du traitement T1_{SPM} (2008).

Variable	N	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
Zn	5	71	59,56	12,2	152,8
Cu	5	180,5	50,88	79,4	217
Mn	5	57,4	39,20	32	126,2
Pb	5	8,3	1,74	6,2	10,8
Cd	5	8,6	3,56	2,4	11,4
Ni	5	28,4	26,26	7,6	74

Tableau 15. Caractérisation des sols des parcelles cultivées avec T2_{SPM} (avec mycorhizes) et rendement en matière sèches la première année (2008).

Variable	N	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
pH (sédiment)	5	7,19	0,10	7,05	7,30
MO (sédiment, %)	5	15,24	2,15	13,60	19
Biomasse (g)	5	5,68	1,57	3,60	7,40
Indice de biodisponibilité des métaux dans les sédiments des parcelles K2 (mg/kg)					
Zn-M3	5	286,3	25,3	251,6	314,6
Cu-M3	5	1934	775,4	1054,6	3161,8
Mn-M3	5	96,6	12,8	83,5	113,6
Pb-M3	5	5,8	1,13	4,68	7,61
Cd-M3	5	2	0,33	1,57	2,44
Ni-M3	5	390,7	178,9	268,2	700,4

M3 : Solution Mehlich III, (CEAEQ, 2007b).

Tableau 2.19 Concentration (mg/kg) des métaux dans la biomasse aérienne sèche du T2_{SPM}, la première année (2008).

Variable	N	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
Zn	5	97,5	38,9	37,6	139,6
Cu	5	270,5	104,6	183	440,6
Mn	5	83,7	44,5	25	137,6
Pb	5	11,9	2,29	9,3	15,5
Cd	5	6,4	5,65	2	15,6
Ni	5	39,8	17,96	25	69

Tableau 16. Caractérisation des sols des parcelles cultivées avec la tanaïsie inoculée (T3_{SPM}) et rendement en matière sèche de la biomasse aérienne (2008).

Variable	N	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
pH (sédiment)	5	7,16	0,12	7	7,35
MO (sédiment, %)	5	13,72	2,10	10	15
Biomasse (g)	5	15,90	7,71	6,82	27,40

Indice de biodisponibilité des métaux dans les sédiments des parcelles K3 (mg/kg)

Zn-M3	5	265	84,26	120,5	318,4
Cu-M3	5	1725,1	690,57	698,3	2400,1
Mn-M3	5	90,2	11,10	79,4	108
Pb-M3	5	7,7	4,00	5,16	14,8
Cd-M3	5	2,07	0,15	1,92	2,30
Ni-M3	5	269,2	79,00	134	323

M3 : Solution Mehlich III, (CEAEQ, 2007b).

Tableau 17. Concentration (mg/kg) des métaux dans la biomasse aérienne sèche de la tanaïsie inoculée (T3_{SPM}) (2008).

Variable	N	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
Zn	5	138,3	42,12	97	205,4
Cu	5	161,2	34,98	116,4	212
Mn	5	158,4	89,56	58,8	282,8
Pb	5	8,4	3,59	4	14
Cd	5	5,28	2,84	1	8,2
Ni	5	23,4	13,56	10,2	46

Tableau 18. Caractérisation des sols des parcelles cultivées avec la tanaïsie non inoculée (T4_{SPM}) et rendement en matière sèche de la biomasse aérienne (2008).

Variable	N	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
pH (sédiment)	5	7,16	0,06	7,09	7,25
MO (sédiment, %)	5	13,12	1,43	11	15
Biomasse (g)	5	20,16	5,75	13,25	26,51
Indice de biodisponibilité* des métaux dans les sédiments des parcelles K4 (mg/kg)					
Zn-M3	5	246,8	57,12	161,3	308,9
Cu-M3	5	1779,1	316,04	1585,5	2341,7
Mn-M3	5	87	19,40	63,5	110,1
Pb-M3	5	6,95	2,20	4,9	10,5
Cd-M3	5	2,44	0,57	1,89	3,42
Ni-M3	5	254,6	79,15	147,4	341,5

M3 : Solution Mehlich III, (CEAEQ, 2007b).

Tableau 19. Concentration (mg/kg) des métaux dans la biomasse aérienne sèche de la tanaïsie non inoculée (2008) T4_{SPM}.

Variable	N	Moyenne	Écart-type	Minimum	Maximum
Zn	5	128,5	25,85	110,4	172,8
Cu	5	206,3	64,00	159,2	315,6
Mn	5	139,6	27,69	102	171,2
Pb	5	7,12	4,67	3,2	15
Cd	5	1,42	0,51	0,8	2,
Ni	5	40,2	15,01	18,2	53

III. Exemple de données statistiques

Tableau.20.Exemple de l'analyse de variance concernant la biomasse de T1_{SPM} et T2_{SPM} (2008).

Source	DL	Somme des carrés	MS	F	P
REP (A)	4	256,8	68,2	0,68	0,63
MYCO (B)	1	1056,8	1056,8	1127	0,02
A*B	4	375,1	93,8		
TOTAL	9	1688,7			

Tableau.21. Exemple Analyse de variance concernant la concentration du Cu dans les plantes de T1_{SPM} et T2_{SPM} (2008).

Source	DL	Somme des carrés	MS	F	P
REP (A)	4	37047,2	9261,8	1,89	0,27
MYCO (B)	1	20268,0	20268,0	4,13	0,11
TOTAL	9	76945,7			

Tableau.22. Analyses de variance concernant le prélèvement du Cu dans les plantes de T1_{SPM} et T2_{SPM} (2008).

Source	DL	Somme des carrés	MS	F	P
REP (A)	4	7,35	1,83	1,22	0,42
MYCO (B)	1	17,58	17,58	11,63	0,02
TOTAL	9	30,98			

ANNEXE C

Les métaux lourds et les metalloïdes

On appelle **métaux lourds** les éléments métalliques naturels qui sont caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à 5 grammes par cm³. Ils sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, mais en général en quantités très faibles. Ce sont des conducteurs de chaleur et d'électricité. La classification en métaux lourds est souvent discutée car certains métaux toxiques ne sont pas particulièrement "lourds" (le zinc).

Un **metalloïde** est un élément chimique qui ne peut être classé ni dans les métaux ni parmi les non-métaux, c'est-à-dire dont les propriétés physiques et chimiques sont intermédiaires entre celles d'un métal et d'un non-métal (Dictionnaire Environnement, 2010).

Tableau.1. Liste de certains métaux rencontrés dans les sols

Métal	Symbole
Aluminium	Al
Baryum	Ba
Béryllium	Be
Cadmium	Cd
Césium	Cs
Chrome	Cr
Cobalt	Co
Cuivre	Cu
Fer	Fe
Manganèse	Mn
Mercure	Hg
Molybdène	Mo
Nickel	Ni
Osmium	Os
Plomb	Pb

Cuivre	Cu
Étain	Sn
Fer	Fe
Fluor	F
Iode	I
Manganèse	Mn
Mercure	Hg
Molybdène	Mo
Nickel	Ni
Osmium	Os
Plomb	Pb
Radium	Ra
Tungstène	W
Vanadium	V
Zinc	Zn

Tableau.2. Liste des métalloïdes rencontrés dans les sols.

Métalloïdes	Symbole
Antimoine	Sb
Arsenic	As
Bore	B
Germanium	Ge
Polonium	Po
sélénium	Se
Tellure	Te

Référence

DICTIONNAIRE ENVIRONNEMENT, 2010. « Les métaux lourds et les métalloïdes », [En ligne] http://www.dictionnaire-environnement.com/metaux_lourds_ID365.html

DUFFUS, J. H, 2002. « Heavy metals: a meaningless term? ». *Pure and applied chemistry*, 74: 793-807